
Invloed van baggerspecielossingen op het leefmilieu in de Zuidelijke Noordzee

25563

studiedag
2 maart 1994

Proceedings



MINISTERIE VAN DE VLAAMSE GEMEENSCHAP
DEPARTEMENT LEEFMILIEU EN INFRASTRUCTUUR
ADMINISTRATIE WATERWEGEN EN ZEEWEZEN



MINISTERIE VAN VOLKSGEZONDHEID EN LEEFMILIEU
BEHEERSEENHEID VAN HET MATHEMATISCH MODEL VAN DE
NOORDZEE EN HET SCHELDEËSTUARIUM (IHE-BMM)

Invloed van enkele randvoorwaarden op de mobiliseerbaarheid van nutriënten en polluenten in baggerspecie: uitloogproeven op laboschaal

Lic. M. DE BIE
Dr. F. BENIJTS

Laboratorium ECCA N.V.

VLIZ (vzw)
VLAAMS INSTITUUT VOOR DE ZEE
FLANDERS MARINE INSTITUTE
Oostende - Belgium

25564

1 Doelstelling

De opdracht had tot doel de pollutendynamiek in mariene sedimenten te onderzoeken. In de optiek van baggerspecie-beoordeling en het opstellen van sedimentkwaliteitscriteria, is immers niet alleen de totaalsamenstelling van belang. Er moet ook rekening worden gehouden met de mate waarin polluenten die in de specie aanwezig zijn, kunnen vrijgesteld worden. Deze polluenten kunnen immers nefaste effecten uitoefenen op mariene organismen.

In dit licht werden dus een reeks uitloogtesten uitgevoerd waarbij voornamelijk de randvoorwaarden werden onderzocht. Uiteraard werd uitgegaan van literatuurgegevens maar de praktische uitvoering van testen op laboschaal werd beklemtoond.

2 Materiaal en methoden

2.1 Bestaande methodieken

In de literatuur zijn geen methodieken beschreven om mariene sedimenten uit te logen. De Duitse DIN-norm (1984), de Nederlandse NVN-norm (1986), de Amerikaanse EPA-norm 1990 en de Franse norm (1984) beschrijven wel technieken om vaste afvalstoffen uit te logen. Deze systemen verschillen onderling van elkaar in behandeling zoals verhouding sediment/water, tijdsduur van uitlogen, al of niet gebruik van zuur, enz.

Door een aantal randvoorwaarden naast elkaar te testen, werd getracht een methodiek op te bouwen welke het meest praktisch bruikbaar is om mariene sedimenten uit te logen.

Onmiddellijk na aankomst in het laboratorium werd het bovenstaande water afgescheiden en als poriewater beschouwd. Het sediment werd gehomogeniseerd en verkleind tot minder dan 10mm. Een deel sediment werd afgewogen en hieraan werden 10 delen en in een andere proefreeks 50 delen zeewater toegevoegd. Het afgesloten recipiënt werd voor 4 uren of 24 uren of 5 dagen geschud of geroteerd op het schudtoestel of het roteertoestel en dit onder geconditioneerde omstandigheden bij 20°C. De pH van het zeewater bedroeg 8 en in een andere proefreeks 2. De invloed van synthetisch zeewater en van natuurlijk zeewater werd onderzocht. Om een helder filtraat te bekomen werd het percolaat gecentrifugeerd en gefiltreerd.

2.2 Beschrijving van de opdracht

Het is evident uit de literatuur dat naast het percolaat ook het poriewater in beschouwing wordt genomen om de pollutendynamiek te volgen. Uit praktische overwegingen en beperking van de budgetten werd er geopteerd om 6 sedimenten te analyseren op hun totaalsamenstelling. Hieruit werd het poriewater geëxtraheerd en de percolaten bereid volgens de reeds besproken randvoorwaarden. Om het effect van centrifugatie en filtratie na te gaan werden in één proefreeks de zwevende deeltjes gerecupereerd en geanalyseerd op polluenten.

Op het poriewater en de percolaten werden de nutriënten en de polluenten geanalyseerd.

2.3 Herkomst van de monsters

De monsterpunten werden bepaald door onze opdrachtgever en door hen bemonsterd.

HERKOMST	NAAM	MONSTERNEMER
Belgisch Continental Plat	Punt 545	BMM - Oostende
Zeebrugge - Britannia dok	Punt 1	BMM - Oostende
Zeebrugge - Vissershaven	Punt 19	SILT
Zeebrugge - Voorhaven	Punt 23	BMM - Oostende
Zeebrugge - CDNB	Punt 29	BMM - Oostende
Oostende - Rede	Punt 130	BMM - Oostende

2.4 Beschrijving van de proeven

Zonder er in detail op in te gaan, geven wij een overzicht van de werkwijze waarop de sedimenten, de poriewaters en de percolaten werden behandeld vooraleer te analyseren.

Een voldoende hoeveelheid van de sedimenten werd afgevuuld na homogenisatie en bewaard voor analyse bij 4°C.

Voor het bekomen van het poriewater werd een groot gedeelte van het gehomogeniseerd sediment gecentrifugeerd bij een relatieve centrifugaalkracht van 1900. Het residu werd een 2de maal gecentrifugeerd en het verzamelde supernatans werd gefiltreerd over een 0.45 µm membraanfilter. De invloed van deze membraanfiltratie werd in een afzonderlijke proefreeks nagegaan. Tot de analyse werd het heldere filtraat koel bewaard of gefixeerd.

Voor de bereiding van de percolaten werd als volgt te werk gegaan: een deel gehomogeniseerd sediment werd afgewogen en aangelengd met 10 en in een andere proefreeks met 50 delen water. Na een schudbeurt of een rotatieduur van 4 uren, 24 uren of 5 dagen werd het recipiënt gedurende 2 uren onaangeroerd gelaten zodat het sediment kon bezinken. Vervolgens werd de bovenstaande waterfase afgescheiden door centrifugatie en filtratie. Het heldere filtraat werd koel bewaard of gefixeerd tot wanneer de analyses gestart werden.

De zwevende deeltjes werden recupereerd na bezinking maar zonder centrifugatie en filtratie.

2.5 Beschrijving van de analyses

Voor wat de types analyses betreft werden op de sedimenten de algemene parameters zoals pH, redoxpotentiaal, droge stof, korrelgroottedistributie, organisch materiaal, carbonaten en de nutriënten stikstof en fosfor bepaald.

De zware metalen Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg en As werden geanalyseerd en een aantal pollutanten zoals minerale olie, PCB's, PAK's en tributyltin opgespoord.

Uiteraard werden dezelfde parameters op het poriewater en de percolaten geanalyseerd met de bedoeling na te gaan wat overgaat in de opgeloste fase.

3 Resultaten

3.1 Resultaten sedimenten

3.1.1 Resultaten sedimenten: algemene parameters

Wanneer wij de resultaten bekijken van de totaalanalyses op de 6 sedimenten dan valt het op dat het zandige monster punt 545 het enige is met een positieve redoxpotentiaal. Dit betreft het monster van het Belgisch Continentaal Plat. Dit is ook het monster met het hoogste droge stofgehalte en het laagste gehalte aan organisch materiaal. De andere punten hebben een eerder lemig karakter en hebben allemaal een negatieve redoxpotentiaal. Ze bestaan ongeveer uit een 40% droge stof, punt 19 iets minder, punt 130 iets meer. Het gehalte organisch materiaal bedraagt bij punt 19 20% en bij punt 130 6.6%. De andere punten vertonen tussenliggende waarden.

3.1.2 Resultaten sedimenten: metalen (Figuur 1)

Wij besparen u de bespreking van alle parameters en wij hebben het beperkt tot 3 van de 8 geanalyseerde metalen. Deze parameters zullen later besproken worden bij de resultaten van de poriewaters en de percolaten.

In figuur 1 moet rekening worden gehouden met de logaritmische schaal van de Y-as. De eenheid is uitgedrukt in mg metaal per kg droog gewicht. Punt 545 is het minst belast. Hg werd hier niet gedetecteerd boven de detectielimiet. De andere plaatsen zijn ongeveer evenveel belast met zware metalen. Punt 19, de vissershaven van Zeebrugge bevat 0.7 mg/kg droog gewicht kwik.

3.1.3 Resultaten sedimenten: pollutanten (Figuur 2)

In figuur 2 worden de totaalanalyses van de organische parameters getoond. Opnieuw werd een logaritmische schaal voor de Y-as gebruikt. De eenheid is uitgedrukt in µg/kg droog gewicht.

De monsters bevatten minerale olie in de grootteorde van 200 000 tot 600 000 $\mu\text{g/kg}$. Punt 19 bevat 24 $\mu\text{g/kg}$ aan PCB's. Ook voor de PAK's en het TBT is Punt 19 het zwaarst belast.

3.2 Resultaten poriewaters en percolaten

3.2.1 Resultaten poriewaters & percolaten: ortho-P (Figuur 3)

Bij figuur 3 zijn wij beland bij de kernvraag van dit project: wat gaat er nu eigenlijk over uit het sediment naar de opgeloste fase als het sediment onder laboratoriumomstandigheden en onder verschillende randvoorwaarden wordt geagiteerd met zeewater.

Om de zaken overzichtelijk te houden, hebben wij geopteerd om Punt 19 verder te bespreken aangezien dit het zwaarst belaste monster betreft.

In figuur 3 zijn naast het poriewater de verschillende uitloogvarianten opgesomd. 1/10 betekent 1 deel sediment en 10 delen zeewater. Schud betekent de schudproef over 4 uren, 24 uren of 5 dagen. Rot staat voor de roteerproef. SZ staat voor synthetisch zeewater en NZ voor natuurlijk zeewater.

Als voorbeeld van nutriënt geven wij hier het ortho-fosfaat weer. In de percolaten wordt er merkbaar minder ortho-fosfaat terugvonden dan in het poriewater. Het niet filtreren resulteert in een iets hoger gehalte aan ortho-fosfaat.

3.2.2 Resultaten poriewaters & percolaten: koper (Figuur 4)

In figuur 4 is de totaalanalyse uitgedrukt in mg/kg droog gewicht en de extracten in $\mu\text{g/l}$. In de percolaten is er ongeveer evenveel koper teruggevonden als in de poriewaters. Filtreren resulteert in een verdubbeling van het gehalte koper. Er moet worden opgemerkt dat het natuurlijk zeewater 7 $\mu\text{g/l}$ koper bevat zodat wij hier een valse uitschieter te zien krijgen. De korste uitloogproef bevat het meeste koper. De andere uitloogvarianten vertonen weinig verschil.

3.2.3 Resultaten poriewaters & percolaten: arseen (Figuur 5)

Arseen is een factor 5 meer aanwezig in het poriewater dan in de percolaten. Het uitlogen met natuurlijk zeewater vertoont een beter rendement dan de andere randvoorwaarden.

3.2.4 Resultaten poriewaters & percolaten: PAK's (Figuur 6)

Figuur 6 verduidelijkt de voornaamste verontreiniging van Punt 19 namelijk de PAK's. Niet filtreren van het poriewater betekent een hoger teruggevonden gehalte. In de percolaten wordt de maximaal op te lossen hoeveelheid PAK's teruggevonden. De percolatieproef met aangezuurd zeewater laat een betere extractie vermoeden

3.2.5 Resultaten poriewaters & percolaten: overige analyses

Alle overige parameters uitgevoerd op het Punt 19 die nog niet werden besproken, werden noch in het poriewater, noch in het percolaat in detecteerbare concentratie waargenomen.

3.3 *Recuperatie zwevende deeltjes* (Figuur 7)

In een supplementaire proefreeks werd het effect van het centrifugeren en het filtreren na de percolatieproef nagegaan. Uit figuur 7 blijkt dat wanneer de percolaten met behandeling van centrifugatie en filtratie en zonder behandeling worden vergeleken, de cijfers merkbaar hoger zijn zonder behandeling. Daarnaast werd ook de totaalanalyse op het sediment vermeld.

Koper en arseen zijn geabsorbeerd zijn op de zwevende deeltjes. Deze metalen gelden als voorbeeld voor de andere geanalyseerde metalen. Voor organische stoffen werd dit fenomeen niet waargenomen. Het is met andere woorden van groot belang dat wanneer resultaten worden weergegeven of vergeleken men wel degelijk spreekt over de opgeloste vorm en niet over absorptie op partikulair materiaal dat nog aanwezig kan zijn. Dit opent mogelijkheden voor verder onderzoek wanneer men er vanuit gaat dat organismen voedsel opnemen onder vorm van particulair materiaal.

4. Conclusies

De conclusies voor Punt 19 zijn door te trekken naar alle andere sedimenten. Algemeen kunnen wij dus stellen dat in dit beperkt onderzoek ten opzicht van de totaalanalyses op sedimenten, ons ter beschikking gesteld, de gehaltes zowel in het poriewater als in de percolaten onder de verschillende randvoorwaarden laag zijn en voor sommige parameters niet detecteerbaar.

Op dit soort stalen is een eerste conclusie dat het uitvoeren van een percolaat kan gebeuren met synthetisch zeewater geschud gedurende 24 uren. Vooral voor de organische stoffen is een schudduur van 24 uren efficiënter dan een korte 4 uren durende proef. Dit vereist echter bevestiging in verder onderzoek.

5. Evaluatie naar verder onderzoek

Dit onderzoek werd opgezet als een eerste praktijksituatie. Gezien de beperktheid van de opdracht, zeker wat betreft het aantal stalen en het aantal verschillende types sedimenten die hier werden onderzocht, zijn wij van oordeel dat bevestiging van de resultaten dient te gebeuren in verder onderzoek. In dit stadium moet immers benadrukt worden dat de resultaten afkomstig zijn van sedimenten met veel kleideeltjes en een hoog gehalte organische stof. Uitbreiding is dus noodzakelijk bij voorkeur voor verschillende types sedimenten die aan de Belgische Kust kunnen voorkomen.

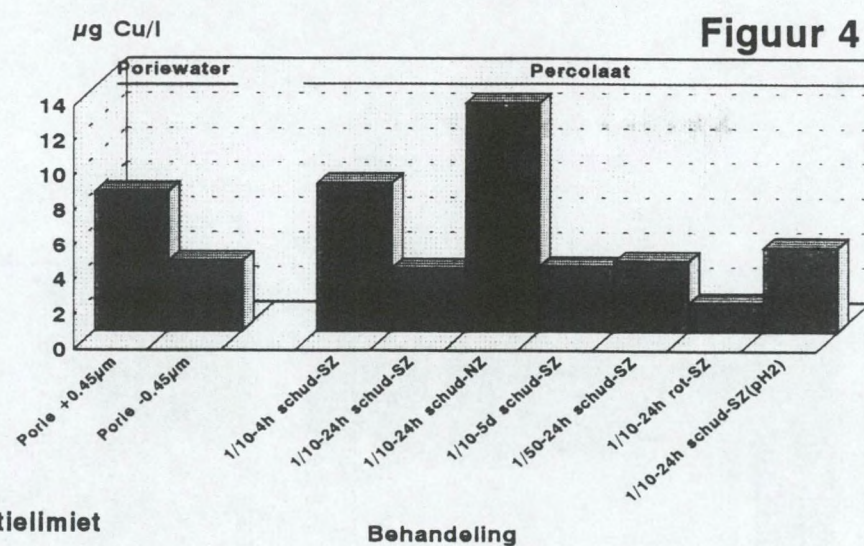
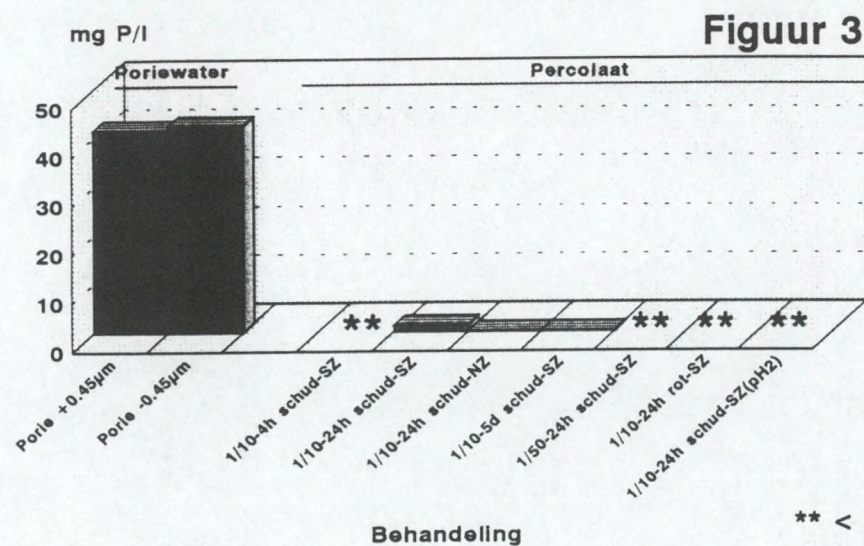
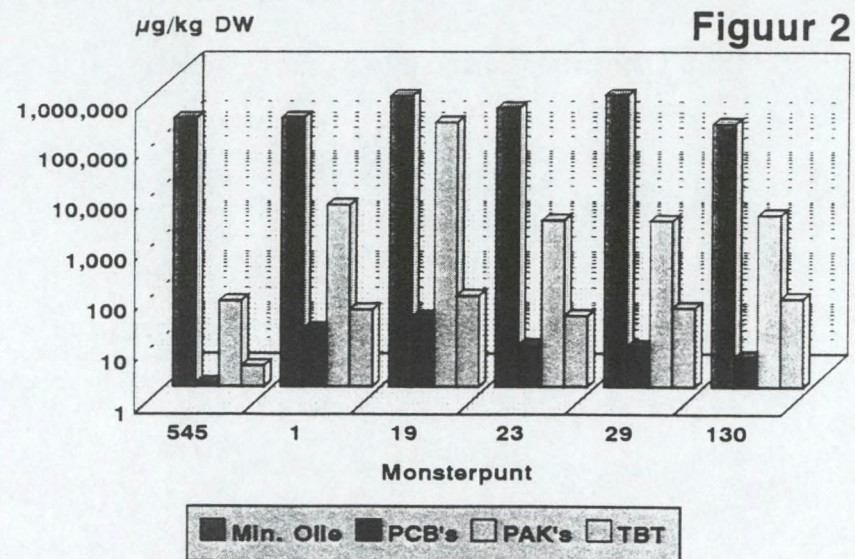
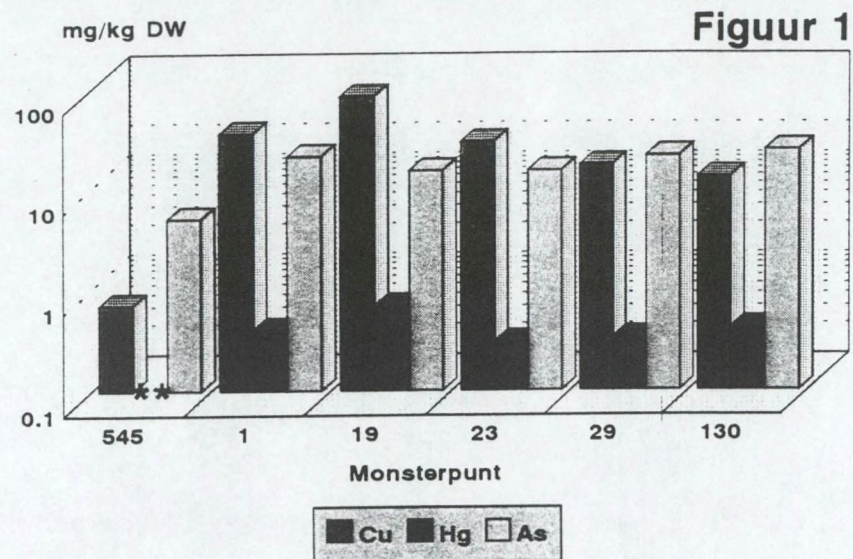
In onze proefreeks werd voor het aanmaken van de percolaten gebruik gemaakt van de schudproef en de rolproef. In de Duitse en de Nederlandse norm wordt eveneens de cascadetest vermeld. De cascadetest is weliswaar ontwikkeld voor andere domeinen dan slib maar kan nuttige informatie leveren in verband met mobiliseerbaarheid op langere termijn.

Uit deze studie komt duidelijk naar voor dat het zeer moeilijk is om een detectielimiet te bepalen die dient opgelegd te worden om de poriewaters en de percolaten chemische te evalueren. Bovendien is het onbekend welke chemische component in het monster aanwezig is.

Nu bestaat er een sinds enkele jaren ontwikkelde techniek in de Verenigde Staten die, naar onze mening aansluit bij deze situatie van baggerspeciebeoordeling, namelijk de Toxiciteits - Identificatie of het TI-concept.

In tegenstelling tot het blindelings kiezen van chemische parameters die men wenst te analyseren, laat men zich sturen door biologische signalen. Nadat een geschikt indicatororganisme een duidelijk signaal geeft dat het poriewater of het percolaat bereid uit een potentieel vervuild sediment, toxisch is, wordt in een eerste fase het geheel van mogelijke polluenten opgesplitst in groepen zoals vluchtige stoffen, oplosbare en onoplosbare verbindingen, metalen, oxidatieve componenten en organische stoffen. Dit bekomt men door verschillende fractionaties uit te voeren zoals aëratie, filtratie, chelatie, reductie/complexatie enz. Na elke fractionatie wordt opnieuw een bioassay uitgevoerd. Indien er een toxiciteit waarneembaar is, gaat men over tot het chemisch opsporen van de vermoede toxicants in een tweede fase. In fase 3 wordt het resultaat al of niet bevestigd door het gedetecteerde pollutant opnieuw aan de vloeistof te spijken en een bioassay uit te voeren. Het zwaartepunt ligt op het biologisch onderzoek dat de chemisch onderzoek stuurt.

De volledige studie werd gerapporteerd in het Dossier 'Polluëntdynamiek in baggerspecie' volgens de onderhandse overeenkomst dd. 03.02.1993 tussen de Dienst der Kusthavens en het Laboratorium ECCA N.V.: dossiernummer 91.170.

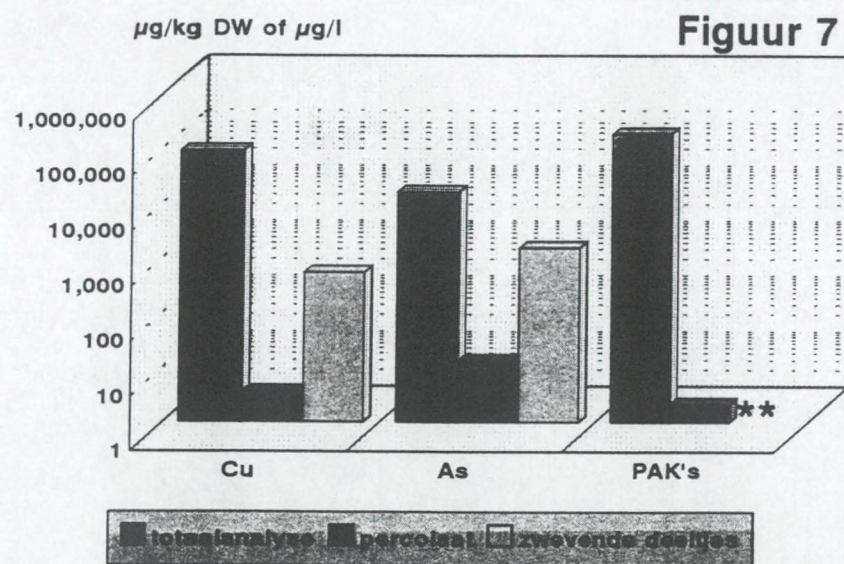
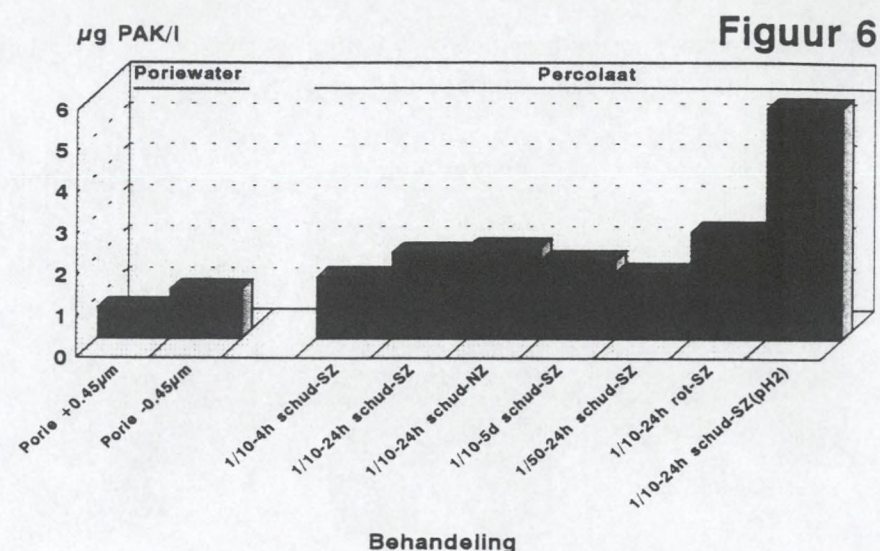
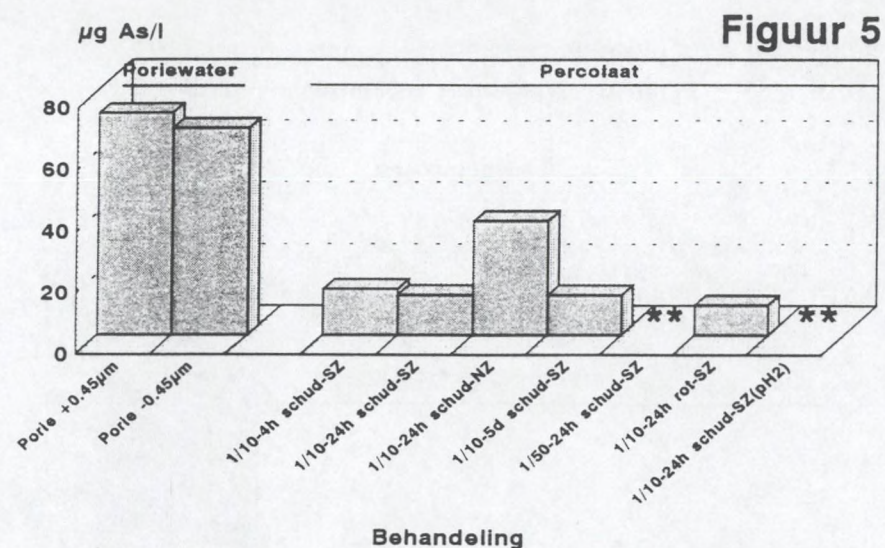


Figuur 1: Resultaten sedimenten: metalen

Figuur 3: Punt 19 - Resultaten poriewaters & percolaten: ortho-P

Figuur 2: Resultaten sedimenten: pollutanten

Figuur 4: Punt 19 - Resultaten poriewaters & percolaten: koper



** < detectielimiet

Figuur 5: Punt 19 - Resultaten poriewaters & percolaten: arseen

Figuur 6: Punt 19 - Resultaten poriewaters & percolaten: PAK's

Figuur 7: Punt 19 - Vergelijking gehalten Cu, As en PAK's bij totale destructie van het sediment, in het percolaat en op de gerecupereerde zwevende deeltjes

DYNAMIEK EN ECOTOXICOLOGISCHE IMPLICATIES VAN POLLUENTEN IN BAGGERSPECIE VOOR HET MARIENE MILIEU

ir. K. Mergaert, ECOLAS Antwerpen

25565

1. Inleiding

Voor België bedraagt de totale hoeveelheid baggerspecie die in de havens alsook in de toegangsgeulen per jaar wordt gebaggerd ca. $22 \times 10^6 \text{ m}^3$ (aan basisdensiteit 1,6). Het slib dat wordt gebaggerd uit de havens en de vaargeulen wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van wisselende concentraties aan micropolluenten, waaronder voornamelijk zware metalen, poly-aromatisch koolwaterstoffen (PWK's), poly-gechlorineerde bisphenylverbindingen (PCB's), tributylverbindingen, minerale oliën en stikstof- en fosforcomponenten.

Uit gecontamineerde sedimenten kan onder bepaalde omstandigheden een vrijstelling van pollutanten naar het interstitieel water en de waterkolom toe, optreden. Afhankelijk van de contaminatiegraad kan deze vrijstelling significante effecten veroorzaken op water- en bodemorganismen.

Het bepalen van een beslissingsbasis om over de ecologische aanvaardbaarheid van het dumpen van baggerspecie te kunnen oordelen, vormt hierbij een belangrijk gegeven. Het is dan ook met het oog op de voorbereiding van sedimentkwaliteitscriteria voor de controle van de kwaliteit van de te storten specie dat deze studie werd uitgevoerd. Daarbij werd op basis van een grondige literatuurstudie, aangevuld met resultaten van analyses die in het kader van het onderzoek van de Dienst der Kusthavens werden uitgevoerd op verschillende baggerspeciemonsters door het laboratorium ECCA NV, in eerste instantie een wetenschappelijke analyse uitgevoerd van de speciatie, mobilisatie en biobeschikbaarheid van micropolluenten uit baggerspecie. Vervolgens werd overgegaan tot een interpretatie van de ecologische risico's en werd de basis gelegd voor de bespreking van kwaliteitscriteria en een evaluatiemethodiek voor de biobeschikbaarheid.

2. Speciatie en mobilisatie van micropolluenten in het marien milieu

De vrijstelling, mobilisatie en speciatie van micropolluenten, en dit vooral met betrekking tot zware metalen, uit baggerspecie wordt voornamelijk bepaald door een aantal fysico-chemische eigenschappen van de specie zoals het % klei, % organisch materiaal, alsook de zuurtegraad (pH), de saliniteit (S) en de redox potentiaal (E_h) van het milieu waarin de specie wordt gestort. De belangrijkste processen die de mobilisatie van de micropolluenten bepalen, zijn hierbij adsorptie, desorptie en depositie. De mobilisatie en speciatie van de andere micropolluenten is echter slechts in geringe mate afhankelijk van de fysico-chemische eigenschappen van het ontvangende milieu. Verder is de concentratie van de andere contaminanten en de concentratie van Ca, Na en K van belang bij de mogelijke mobilisatie van de zware metalen.

Voor de kwantificering van de mobiliteit van micropolluenten en in het bijzonder de zware metalen is de distributie tussen vaste en vloeibare fase van belang. Deze wordt weergegeven door de distributiecoëfficiënt K_d zijnde de concentratie in het sediment in verhouding tot de concentratie in oplossing.

De mobiliteit van zware metalen stijgt met stijgende saliniteit. Daarbij is deze sterk afhankelijk van het metaal ($Cd > Zn > Mn > Ni > Co > Cu > Cr > Fe = Mn = 0\%$ mobiliteit). Verder daalt de mobiliteit van de meeste zware met dalend redoxpotentiaal, door de vorming van metaalsulfiden.

Sommige metalen, zoals Cu, Ag en Cd kunnen echter onder deze omstandigheden sterke organometaalcomplexen vormen, waardoor zij meer mobiel worden.

Voor vele metalen bestaat er een quasi lineair verband tussen de zuurtegraad en de opgeloste concentratie. Bijgevolg is de buffercapaciteit van het sediment of het baggerslib van uitermate groot belang t.a.v. de mogelijke mobiliseerbaarheid van zware metalen.

In Tabel I is een globaal overzicht weergegeven van de invloed van een aantal omgevingsfactoren op de mobiliteit van zware metalen.

Tabel I : Invloed van de Redox-condities en de zuurtegraad op de mobiliteit van zware metalen uit sedimenten

RELATIEVE MOBILITEIT	Redox condities		zuurtegraad	
	Eh < 0 mV	Eh > 0 mV	pH > 7,0	pH < 7,0
Zeer weinig mobiel	Al, Cr, Hg, Cu, Cd, Pb	Al, Cr, Fe, Mn	Al, Cr, Hg, Cu, Ni, Co	
Weinig mobiel	Ni, Zn, Co, Fe	Pb	Pb, Fe, Zn, Cd	Fe ^{III}
Matig mobiel	Mn	Co, Ni, Hg, Cu, Zn, Cd	Mn	Al, Pb, Cu, Cr
Zeer mobiel	Sr	Sr	Sr	Zn, Cd, Hg, Co

Naast de fysico-chemische eigenschappen van het milieu waarin de baggerspecie wordt gedumpt, is voor een aantal metalen zoals Cd, de microbiële activiteit waarschijnlijk mede bepaald in de mobilisatie ervan.

3. Ecotoxicologische karakteristieken van baggerspeciepolluenten in het marien milieu

Voor de verschillende mogelijks in baggerspecie voorkomende micropolluenten werden de ecotoxicologische eigenschappen ervan voor mariene organismen besproken. Algemeen blijkt dat anorganische microverbindingen, waaronder zware metalen, vooral toxisch zijn voor organismen van lagere trofische niveaus. Organismen uit hogere niveaus bezitten veelal een goed uitscheidingsstelsel dat biomagnificatie van anorganische en goed in water oplosbare microverontreinigingen voorkomt. Niettegenstaande het optreden van biomagnificatie van een aantal zware metalen, waaronder arseen, in de mariene voedselketen door sommige onderzoekers vastgesteld, blijkt uit de meeste studies dat deze biomagnificatie niet of in verwaarloosbare grootte voorkomt, wat ook het metaal is dat werd beschouwd. Organische microverontreinigingen (vooral PCB's en PAH's) daarentegen worden vooral gebiomagnificeerd door de hogere trofische niveaus.

De opname van zware metalen door aquatische organismen blijkt algemeen af te nemen bij stijgende saliniteit. De invloed van temperatuur is minder eenduidig en blijkt in zekere mate gerelateerd aan de saliniteit. Meestal echter kan een stijging in opname worden vastgesteld bij stijgende temperatuur. De beschikbaarheid van zware metalen in sediment is, naast hun concentraties voornamelijk afhankelijk van het type sediment, dat bepalend is voor de sterkte van de adsorptie van de zware metalen op dit sediment. Uit de beschikbare gegevens blijkt dat adulte mariene vissen behoren tot de minst gevoelige taxa t.o.v. zware metalen. De larvale stadia van de geteste invertebraten, voornamelijk van schaaldieren en weekdieren, blijken steeds merkkelijk gevoeliger te zijn.

In Tabel II is een samenvattend overzicht gegeven van de ecotoxiciteit t.o.v. mariene organismen van de verschillende micropolluenten die in baggerspecie aanwezig kunnen zijn.

Tabel II : Acute toxiciteit van micropolluenten voor het marien aquatisch milieu

Micropolluent	Biologisch gevoeligst taxum	Mediane LC ₅₀ acute toxiciteitsconcentratie
Poly-aromatisch koolwaterstoffen (PAK's)	weekdieren	0,2 mg/l
Poly-gechlorineerde bisphenyls (PCB's)	schaaldieren	1,0 mg/l
Tributyltinverbindingen (TBT)	schelpdieren	0,1 mg/l
Zware metalen		
kwik	schaaldieren	0,2 mg/l
lood	schaaldieren	1,0 mg/l
koper	phytoplankton	25 µg/l
cadmium	schaaldieren	0,1 mg/l
arseen	schaaldieren	10,2 mg/l
nikkel	schaaldieren	7,5 mg/l
chrom	anneliden	4,7 mg/l
zink	schaaldieren	0,6 mg/l

Uit deze gegevens blijkt dat vooral TBT-verbindingen extreem toxisch zijn voor mariene organismen. Onder de zware metalen blijken vooral Cd en Hg gekenmerkt door een hoge acute toxiciteit. Schaaldieren zijn over het algemeen het meest gevoelige taxum.

Hoewel ammoniak zeer toxisch is voor vissen met acute toxiciteitsconcentraties vanaf 1 mg/l stelt de problematiek van de inbreng van stikstofverbindingen in het marien milieu zich niet zozeer op het vlak van de toxiciteit. Dit is nog meer het geval voor de fosforverbindingen waarbij enkel het effect van de nutriëntenaanvoer van ecologisch belang is.

4. Ecologisch risico's van baggeractiviteiten in relatie tot het gedrag van micropolluenten

Tijdens het baggeren worden met betrekking tot de mobilisatie en speciatie van micropolluenten drie belangrijke fasen onderscheiden:

1. Opbaggeren van de specie waarbij door het vermengen van het sediment met water enerzijds interstitieel water vrijkomt en anderzijds de fijnere korrelfractie van het sediment, waarop polluenten in belangrijke mate geadsorbeerd zijn, in suspensie gaat.
2. Lossing van het overvloeiwat (enkel tijdens het baggeren van zandrijk sediment) waarbij de hoeveelheid zwevende stof in dit overvloeiwat, waarop een belangrijke fractie van de polluenten kan geadsorbeerd zijn, kan oplopen tot 105.000 ppm.

3. Lossen van de specie boven de loswal waarbij de fijnere of lichtere fracties van de baggerspecie door de zeestromingen gedispergeerd worden.

Uitgaande van de literatuurgegevens alsook van de gegevens van de analyses uitgevoerd door ECCA NV kan afgeleid worden dat:

De Kjeldahl stikstof, aanwezig in de baggerspecie voor 62 tot 93% biobeschikbaar zou zijn en uiteindelijk zou gemobiliseerd worden in het marien milieu. Het fosfor zou echter slechts voor 10 tot 20% biobeschikbaar zijn. De rest komt voor onder sterk geadsorbeerde vorm. PAK's alsook PCB's zouden slechts langzaam en in geringe mate gemobiliseerd worden uit baggerspecie, daar zij geassocieerd zijn met het organisch materiaal, dat onderhevig is aan biodegradatiemechanismen, die echter langzaam verlopen. Tributyltinverbindingen blijken onder alle omstandigheden weinig mobiel te zijn. Wel zijn zij onderhevig aan microbiële degradatie tot di- en monobutyltinverbindingen, die echter minder toxisch zijn.

De mobilisatie van zware metalen in het mariene milieu zou gering tot verwaarloosbaar zijn. Behalve voor Cd, dat een zekere mobilisatie zou kennen (variërend van 0,3 tot 17%) zou de mobilisatie van de andere zware metalen alle lager zijn dan 1% van het initieel gehalte. Hierbij is echter geen onderzoek verricht naar de mobiliteit ervan naar het overvloeiwater toe.

5. Onderzoek en evaluatie van de mogelijke bio-assay testen voor het marien milieu

Diverse bio-assays blijken in aanmerking te komen bij de bepaling van de toxiciteit van mariene sedimenten, met name:

- bacteriële bio-assays: waaronder de Microtox bio-assay, de sediment-contact bio-assay en de mutatox genotoxine assay;
- acute bio-assays: waaronder de LC_{50} -48h statische test met mariene molluskenlarven en de 10-d test met mariene en estuariene amphipoden;
- chronisch bio-assays: waaronder de *Arenicola marina* bio-assay.

Daarnaast kunnen ook fysico-chemische testen worden toegepast, waarbij door zachte extractie een raming kan worden gemaakt van de biobeschikbare fractie van de polluenten in de baggerspecie.

De verschillende testen werden geëvalueerd op basis van de representativiteit, beschikbaarheid en gevoeligheid van de testspecies, de representativiteit, de eenvoud en de reproduceerbaarheid van de testmethode, de gevoeligheid van de testcriteria en de kostprijs. Uit deze analyse zijn de testen geselecteerd die voor het geheel van de bovengenoemde criteria de beste score haalden. Deze zijn in volgorde van voorkeur:

- Microtox bio-assay (alsook sediment-contact bio-assay) en de 10-d amphipoda bio-assay;
- fysico-chemische assay;
- 48-h bio-assay met embryo's van bivalve mollusken.

De chronische testen scoren over het algemeen te laag om in het huidige stadium te worden opgenomen als bio-assay voor baggerspeciebeoordeling.

6. No-effect testen scoren over het algemeen te laag om in het huidige stadium te worden opgenomen als bio-assay voor baggerspeciebeoordeling

Op basis van de beschikbare ecotoxiciteitsgegevens, alsook op basis van de bioconcentratiefactoren (BCF) werden voor de verschillende micropolluenten "No Effect Concentraties" (NOEC) opgesteld, waarbij een applicatiefactor werd aangewend op basis van het aantal ecotoxiciteitsgegevens en BCF-gegevens voor de betreffende polluenten. Deze NOEC zijn aldus deze concentraties die voldoende veilig voor de mariene organismen worden geacht. Bijgevolg kunnen deze NOEC dan ook aanzien worden als de basis van kwaliteitscriteria voor het marien milieu. Deze waarden zijn weergegeven voor de verschillende micropolluenten in Tabel III.

Deze voorlopig bepaalde "no-effect" concentraties zijn echter nog niet als kwaliteitsobjectieven voor het lossen van baggerspecie in het marien milieu toe te passen om diverse redenen verbonden aan deze problematiek. Hiertoe horen het in rekening brengen van de effecten van polluenten gebonden aan zwevende stoffen, de kennis van de dispersie van de polluenten, de mogelijke combinatietoxiciteit, de mogelijke sublethale effecten, biomagnificatie en gezondheidsrisico's en de natuurlijke achtergrondconcentraties.

Om te komen tot een "range" van sedimentkwaliteitscriteria (SQC) werd uitgegaan van de NOEC en de distributiecoëfficiënten (K_d) voor wat betreft de zware metalen en de tributyltinverbindingen. Momenteel zijn de beschikbare K_d -waarden echter onvoldoende nauwkeurig en vertonen een ruime spreiding. Om deze reden werden in het huidige stadium "ranges" voorgesteld waarbinnen het sedimentkwaliteitscriterium zich zou situeren. Voor Cd zijn echter onvoldoende betrouwbare gegevens beschikbaar om een benaderend sedimentkwaliteitscriteriuminterval voorop te stellen. Bijkomend onderzoek is nodig wat betreft de meeste micropolluenten. Voor de organische stoffen zijn de SQC bepaald aan de hand van de NOEC en de Koc (distributiecoëfficiënt organische koolstofwater). De voorgestelde theoretische SQC-ranges zijn samengevat in Tabel III.

Voor de nutriënten stikstof en fosfor is het opstellen van sedimentkwaliteitscriteria niet aan te raden daar de problematiek rond deze stoffen niet gesteld wordt door hun toxiciteit doch wel door hun eutrofiërende eigenschappen. Een goede benadering met het oog op de invloeden van de inbreng van deze stoffen is de evaluatie van de inbreng via het lossen van baggerspecie t.o.v. de inbreng via andere bronnen. Wat stikstof betreft, bedraagt deze 16 à 27% van de input via de Westerschelde. De fosforinput door het lossen van baggerspecie wordt geraamd op 4 maal de input via de Westerschelde. Van de in de baggerspecie aanwezige fosfor echter is slechts 1,65% direct biobeschikbaar.

Tabel III : Berekende NOEC en ranges waarbinnen de sedimentkwaliteitscriteria zich situeren.

POLLUENT	NOEC (µg/l)	SEDIMENTKWALITEITSCRITE- RIUMINTER- VAL (µg/d d.g.)
Koper	1,0	12 - 51
Zink	5,0	4 - 77
Cadmium	0,2	-
Lood	1,0	1,4 - 637
Kwik	0,02	2,6 > 7,8
Chroom	10	1000 - 2280
Nikkel	5	53 - 430
Arsen	10	102
PAK totaal	0,2	30 - 1500 µg/g _{oc}
PCB totaal	0,2	3,5 µg/g _{oc}
Tributyltin totaal	0,001	0,1 - 6,5

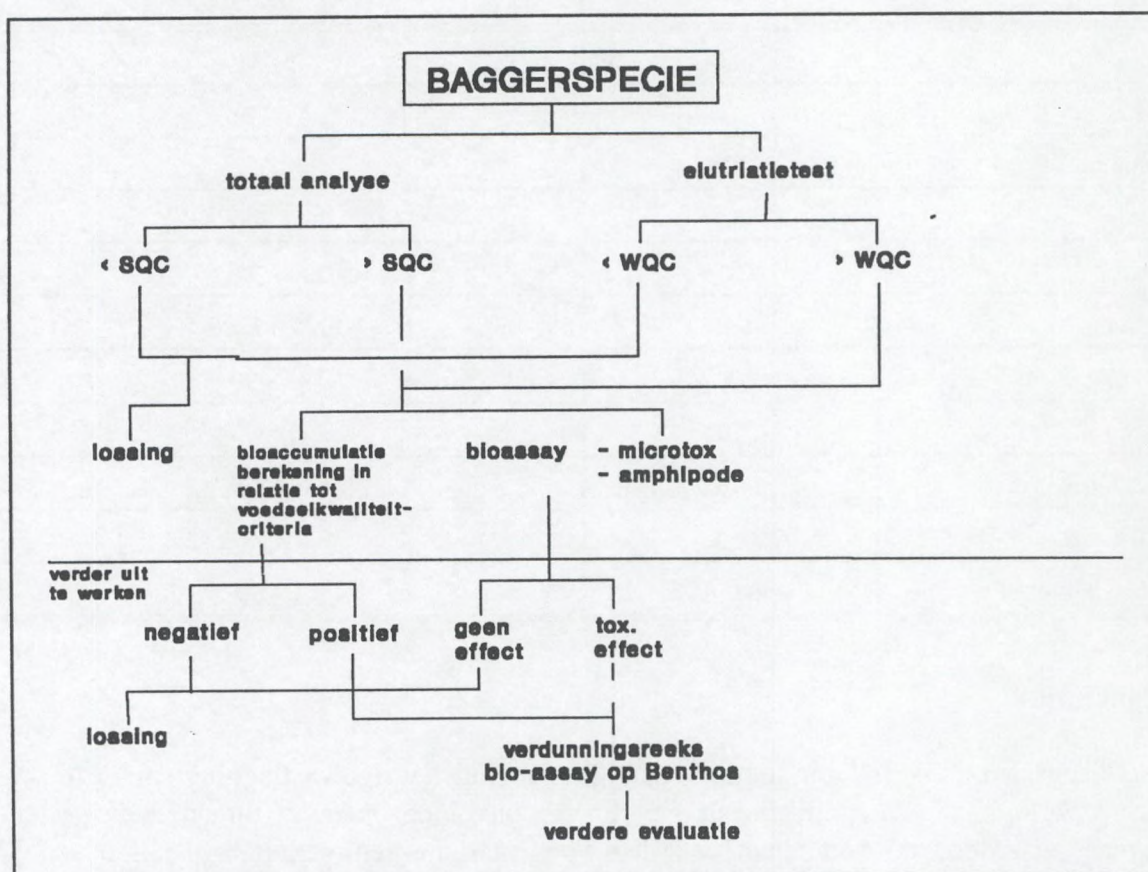
7. Conclusies

Uit de discussie met betrekking tot de SQC blijkt dat nauwkeurige vastlegging van deze criteria voorlopig niet mogelijk is als gevolg van onvoldoende en/of onnauwkeurige gegevens, waardoor de berekende waarden voor mariene sedimenten op een paar uitzonderingen na, soms aanzienlijke spreidingen vertonen. Deze is enerzijds te wijten aan de grote spreiding van de experimenteel en theoretisch bepaalde Kd-waarden. Anderzijds zijn de no-effect concentraties nog niet direct toepasbaar als waterkwaliteitscriteria voor het marien milieu. Op dit vlak is dus specifiek bijkomend onderzoek nodig om tot bruikbare 'gemiddelde' waarden te komen.

Voor de PAK's alsook voor de PCB-mengsels en congenen is verder onderzoek naar Koc-waarden niet vereist, gezien betrouwbare waarden hiervoor bestaan. Toch is verder onderzoek noodzakelijk naar de verdere specificering van de PCB's en PAK's die aanwezig zijn in de betreffende sedimenten, gezien deze specificering de globale Koc bepaalt van beide stofgroepen in het sediment.

Voor de nutriënten wordt verder voorgesteld om onderzoek te verrichten naar de snelheid van hun vrijstelling uit baggerspecie.

Uitgaande van het geheel van de literatuurgegevens werd ten slotte een algemene stapsgewijze methodiek voorgesteld voor de beoordeling van de ecologische risico's van baggerspecie. Deze methodiek is hieronder schematisch weergegeven.



Biologische monitoring van de lossingen van gebaggerd materiaal voor de Belgische kust.

W. Vyncke, K. Cooreman, H. Hillewaert, W. Vanhee, P. Roose, D. Declerck (Rijksstation voor Zeevisserij).

M. Guns, P. Van Hoeyweghen (ISO-Tervuren).

25566

1 Inleiding

In het eerste activiteitsjaar 1992/1993 werden met de Belgica vijf campagnes ondernomen. Het onderzoek had betrekking op het sediment (verschuivingen in korrelgrootte kunnen de mariene fauna beïnvloeden), vis, benthos, visziekten en de concentraties aan zware metalen in benthosorganismen.

De bemonsterde zones waren de vier loswallen (Oostende, Zeebrugge 1 en 2, Zeebrugge-Oost) en zeven referentiezones.

2 Sediment

Tabel 1 geeft de diverse parameters weer. Ook de cumulatieve korrelfracties (% door de zeef) worden vermeld. Tussen de twee meetperioden kwamen frekwent grote verschillen voor, vermoedelijk te wijten aan sedimenttransporten die dikwijls belangrijk kunnen zijn (AWZ/BMM, 1993). Om deze reden is het aangewezen voor de evaluatie een langere periode te nemen.

Figuur 1 geeft de gemiddelden en standaardafwijkingen van de $<63 \mu\text{m}$ -fractie, de mediaanwaarden, de organische stof, de organische koolstof, het interstitieel water en het carbonaatgehalte weer voor de periode 1979–1993 (1985–1993 voor TOC).

Uit deze figuren en tabel 2 blijkt duidelijk dat de loswallen met uitzondering van S2 een verschillend patroon vertoonden, gekenmerkt door hogere slibpercentages en hogere gehalten aan organische stof, TOC, interstitieel water en carbonaat dan de referentiezones. Dit bevestigt vroegere waarnemingen op deze plaatsen verricht (AWZ/BMM, 1993).

Opmerkingswaardig is ook dat de referentiezone "Raan", die in het midden van de Scheldemonding en vrij dicht bij de Zeebrugse loswallen gelegen is, de meeste karakteristieken van deze loswallen, zij het in enigszins afgezwakte vorm, vertoont.

Tabel 2 geeft de significante tijdtrends weer voor de periode 1979–1993.

Voor de loswallen Oostende en Zeebrugge-Oost vielen, buiten kleurwijzigingen, geen trends te noteren, vermoedelijk te wijten aan de aanwezigheid van belangrijke vloedscharen die erosie veroorzaken (AWZ/BMM, 1993). De loswallen S1 en S2 vertoonden een tegengesteld patroon. Bij S1 daalde de slibfractie ($<63 \mu\text{m}$) geleidelijk ten voordele van de fijnzand-fractie (125–250 μm). De mediaanwaarden volgden dezelfde trend. De hogere stortplaatsefficiëntie

(25 % t.o.v. 0-8 % voor de andere loswallen) van S1 kan hier een rol gespeeld hebben, alsmede het gewijzigd lossingspatroon vanaf 1984 (AWZ/BMM, 1993).

In loswal S2 werd daarentegen een stijging van de fijnzand-fractie ten koste van het middelgrof zand (250-500 μm) vastgesteld. Dit verschijnsel werd ook op de meeste referentiezones vastgesteld. Er blijkt aldus op vele plaatsen van de Belgische kustzone een verfijning van het sediment op te treden. Het fysische effect van de lossingen van baggerspecie is hier wellicht niet vreemd aan. Voor de belangrijke loswal S1 bv. werd vastgesteld dat een gebied van ca 1000 km^2 wordt beïnvloed (AWZ/BMM, 1993).

De vermindering van het watergehalte, TOC en organische stof op loswal S1 was ongetwijfeld te wijten aan de daling van het slibgehalte. De <63 μm -fractie correleerde trouwens zeer goed met respectievelijk de TOC ($r=0,983$), de organische stof ($r=0,966$) en het interstitieel water ($r=0,973$).

De kleurbepaling vertoonde enkele merkwaardige verschillen op de loswallen (figuur 6). Terwijl de gemiddelde L^* -waarden gelijk waren, vielen de a^* -, b^* - en c^* -waarden globaal gezien

lager uit dan in de referentiezones, met uitzondering van de zone "Raai", hetgeen er nogmaals wijst dat dit gebied sterk bij de loswallen aanleunt.

3 Biota-onderzoek

3.1 Inleiding

Drie belangrijke trofische niveaus werden bestudeerd, met name bodemvissen, macro- en epibenthos. Tweemaal per jaar — een eerste maal in de lente en een tweede keer in de herfst — werden monsters genomen voor de monitoring van voornoemde groepen.

3.1.1 Demersale vissen

Zoals kon worden verwacht, waren de abundanties van de demersale vissen voor het najaar beduidend hoger dan die voor het voorjaar. Schol (*Pleuronectes platessa*) en schaar (*Limanda limanda*) bereikten hun hoogste densiteiten op de loswallen S1 en S2 en in iets mindere mate op loswal Oostende. Duidelijke verschillen met de referentiezones waren er niet. Verder onderzoek richt zich momenteel op mogelijke trends in de biomassa sedert 1985.

3.1.2 Epibenthos

Trendanalyses voor de periode 1985–1993 werden voor de tien bemonsterde zones uitgevoerd. Alleen op de loswallen S1 en Oostende en de westelijke gebieden Westdiep en Zand 2, werden significante trends voor abundantie, aantal species en biomassa gevonden (tabel 3).

Tabel 3. Significante tijdtrends 1985–1993 in epibenthos.

Station	Significante Correlaties		
	Abondantie	aantal Species	Biomassa
Loswal Oostende		-0.5829**	
Loswal S1	-0.4391*		
Westdiep		-0.5982**	
Zand 2	-0.6957***	-0.6192**	-0.5855**

Op de loswal Oostende maar ook op de westelijke zones Westdiep en Zand 2 werd een zeer significante ($p=97\%$ tot 98%) daling van het aantal soorten gevonden.

In Zand 2 ging dit gepaard met een significante afname (99%) van de totale abundantie en dit ook op loswal S1 (94%). Op Zand 2 werd ook een significante daling (96%) in de biomassa waargenomen.

Uit het biota-onderzoek is tot nog toe gebleken dat op twee loswallen negatieve invloeden werden vastgesteld. Op twee van de zeven overige zones werden analoge invloeden vastgesteld. Voor de zone Zand 2 was dit wellicht eveneens te wijten aan bodem-verstorende activiteiten.

Om een beter inzicht in deze ecologische veranderingen te verkrijgen zullen in het tweede activiteitsjaar meer doorgedreven statistische analyses op species-niveau worden uitgevoerd.

3.1.3 Macrobenthos

In totaal werden twintig macrobenthos-soorten geïdentificeerd. De densiteiten schommelden tussen 8 en 692 ind./m^2 (figuur 2). Slechts vier stations vertoonden ofwel een hoge densiteit ($>100 \text{ ind./m}^2$) in het voorjaar en/of in het najaar (najaar in loswal Oostende ; voor- en najaar in Oostende bank, najaar in Zeebrugge-Oost en voorjaar in loswal S2). Deze vier stations zijn gelegen in het oostelijk kustgedeelte van het Belgisch Continentaal Plat. De overige monsters moeten als zeer arm beschreven worden (minder dan 100 ind./m^2). Eigenaardig genoeg bleken aldus de loswallen te behoren tot de gebieden met de grootste densiteiten aan macrobenthos-species.

De relatieve samenstelling van de hogere taxa was vrij constant tussen de seizoenen voor de meeste stations. Molluscan waren hierbij dominant (zowel in voor- als najaar) in de zones Westdiep, Oostendebank en loswal Oostende, die meer westelijk gelegen zijn. Polychaeten waren dominant (zowel in voor- als najaar) op de stations Steendiep, Zand 1 en Blich bank. Het station Zeebrugge-Oost was gekenmerkt door lage densiteiten in het voorjaar die voor meer dan 75% bestonden uit polychaeten en door hoge densiteiten aan *Barnea candida* (witte boormossel) in het najaar. Loswal S2 was gekarakteriseerd door hoge densiteiten aan *Ensis arcuatus* (grote zwaardschede) in het voorjaar, maar die verdwenen volledig in het najaar; S2 was trouwens zeer arm in het najaar. Het gebied Raan werd gekenmerkt door

50 % mollusken in het voorjaar (vooral *Ensis arcuatus* en *Spisula subtruncata*) en door voornamelijk de zeeanemoon *Sagartia troglodytes* in het najaar.

Deze densiteitswaarden kunnen vergeleken worden met recente gegevens verzameld door Craeymeersch *et al.* (1990) in de buitendelta van Westerschelde, Oosterschelde, Grevelingen en Haringvliet. In vergelijking met deze voordeltagegevens, kan worden gesteld dat de waarden van het Belgisch Continentaal Plat van 1992 beduidend lager waren. De oorzaak voor deze verarming is niet onmiddellijk te achterhalen. Verdere proeven en vergelijking met vroegere monsternemingen van dezelfde stations moeten meer klaarheid brengen.

4 Visziekten-onderzoek

4.1 Inleiding

Het gebruik van wijzigingen in biochemische parameters om effecten van contaminanten te detecteren voordat ze op een hoger niveau in de biologische organisatie (populatie en gemeenschap) worden waargenomen, werd het laatste decennium intensief bestudeerd. Vooral het lever cytochroom P450 monooxygenase systeem (MFO of mixed function oxygenase) is een centrale catalysator van de biotransformatie van bepaalde klassen van xenobiotica zoals polyaromatische koolwaterstoffen, gechloreerde bifenylen, dibenzofuranen en dibenzodioxinen. Deze micro-polluenten reageren met een gemeenschappelijke cytosolische aryl koolwaterstof receptor die de synthese van cytochroom P450 induceert. Het resultaat van de werking van dit systeem kan zowel detoxicatie als intoxicatie zijn.

Een techniek om de activiteit ervan te meten is de bepaling van de reactiesnelheid van ethoxyresorufine o-deëthylase (EROD) (Goksøyr and Förlin, 1992).

Deze biochemische wijzigingen worden beschouwd als de eerste waarschuwende signalen van sublethale effecten van contaminatie en worden derhalve bij de visziekten geklasseerd. Ze gaan de ernstige sublethale en lethale effecten zoals lysosomale perturbaties, leverschade, atrofie van de thymus, huidaandoeningen, aantasting van de voortplantingscapaciteit, immunotoxiciteit, teratogeniciteit vooraf.

Dit rapport bevat de resultaten van een tweejarige (1992 en 1993) monitoring studie van EROD-activiteiten in de lever van schar (*Limanda limanda*).

Naast EROD-bepalingen werden alle gevangen scharren anatomo-pathologisch onderzocht op parasitaire infecties, kanker en kankerachtige (nodulaire) gezwellen van huid en lever, skeletale misvormingen, vinrot, zweren en huidnecrosis.

4.2 Abondantie van schar

Uit onze vangstgegevens blijkt dat de verspreiding van schar op het Belgisch continentaal plat seizoenaal en regionaal varieert. De abundantie is groter in de zomer en het najaar dan in het voorjaar en blijkt afhankelijk te zijn van de klimatologische omstandigheden : in koude peri-

oden zoekt schar diepere zones op, terwijl in de warmere perioden ondiepe waters worden verkozen.

4.3 Anatomopathologisch onderzoek

De totale frekwentie van de ziekteverschijnselen bedroeg ongeveer 1% en was gelijk voor alle onderzochte zones. Het ging vooral om zweren. Kanker en kankerachtige gezwellen, vinrot en necrose van huid en lever werden niet waargenomen. Ter vergelijking kan worden vermeld dat de totale frekwentie van uitwendig zichtbare aan-doeningen bij schar uit de Duitse Waddenzee daarentegen veel hoger ligt: 6,9% (Wahl *et al.*, 1993).

4.4 Enzymactiviteit (EROD) in schar

Op enkele uitzonderingen na werden geen significante regionale verschillen waargenomen. Tijdelijk hogere activiteiten werden gemeten in de zones Zand 1 (in maart en mei 1992), Steendiep (in maart 1993) en Zand 2 (in mei 1993), vergeleken met de activiteiten in de andere zones in die zelfde perioden. In maart en mei 1992 wezen deze activiteitsverschillen op een hogere graad van vervuiling door inducerende xenobiotica in het oostelijk kustgebied en overgangszone.

Algemeen kan worden aangenomen dat geen verhoogde druk door organische contaminanten heerst op de loswallen S1, S2 en de invloedszones. Met uitzondering van het vroege voorjaar zijn de EROD-activiteiten op het Belgisch continentaal plat zeer laag vergeleken met die van andere delen van de Noordzee. Lange *et al.* (1992) rapporteerden EROD-activiteiten van gemiddeld 2,160 pmoles resorufine/min/mg microsomaal proteïne in augustus/september 1990 in de Duitse Bocht. Deze waarden daalden tot 590 pmoles/min/mg proteïne op de Doggerbank. De EROD-activiteiten in de Duitse Bocht correspondeerden met hoge concentraties aan organische pollutanten zoals PCBs. De lage EROD-activiteiten correspondeerden met een lage frekwentie aan anatomopathologische verschijnselen.

De activiteitsverschillen tussen het westelijk en het oostelijk gebied van het Belgisch continentaal plat in maart en mei 1992 kunnen mogelijks een invloed reflecteren van het effluent van de Schelde. Deze activiteitsverschillen zijn evenwel niet persistent in de tijd en de ruimtelijke verspreiding van PCBs in sediment blijkt vrij uniform te zijn op het Belgisch continentaal plat en in de benedenloop van de Schelde. Op twee staalnamepunten na varieert de totale PCB concentratie (som van 10 isomeren) tussen 5 en 21 µg/kg (<63µm) fractie en bedraagt gemiddeld ongeveer 11 µg/kg (<63µm) fractie.

5 Zware metalen in benthosorganismen

In zes representatieve benthosorganismen nl. garnaal (*Crangon crangon*), zwemkrab (*Liocarcinus holsatus*), heremietkreeft (*Pagurus bernhardus*), grondel (*Gobius minutus*),

zeester (*Asterias rubens*) en strandschelp (*Spisula subtruncata*), werden volgens beschikbaarheid het gehalte aan kwik, cadmium, lood, zink, koper, ijzer en chroom bepaald.

5.1 Gegevens van 1992

In Loswal S1 bereikten de chroom- en ijzergehalten de hoogste waarden in vijf organismen op zes. Voor de overige metalen en loswallen was er geen duidelijk verschil met de andere bemonsterde zones waar te nemen. Vooral de concentraties aan het toxisch chroom dienen verder van nabij te worden gevolgd.

5.2 Trendanalyse 1981-1992

De trends met een significantie van minimum 90 % zijn in tabel 4 weergegeven. Op loswal S1 vallen de positieve trends voor ijzer en chroom bij drie organismen op vier. Het Westdiep en het gebied Zand 2 daarentegen vertoonden voor chroom een dalende trend bij twee organismen op vier. Voor ijzer werd in de drie referentiezones geen significante trend vastgesteld.

Opmerkenswaardig is verder de algemene dalende tendens van de kwik-, cadmium- en loodconcentraties op de vier bemonsteringsplaatsen. Voor lood was dit hierbij hoofdzakelijk vanaf 1984/86 het geval. Deze dalingen zouden wijzen op een algemene vermindering van de concentratie aan deze toxische metalen in het betrokken gebied. De afname van kwik- en loodgehalten werd trouwens ook in dezelfde periode in platvissen van de Belgische kustzone vastgesteld (Guns *et al.*, 1992; De Clerck *et al.*, 1994).

Voor koper en zink werden nergens significante trends genoteerd.

Ten einde een inzicht te verkrijgen in de eventuele verschillen in concentraties tussen de vier gebieden werden de gemiddelden en standaardafwijkingen voor gans de periode 1981-92 berekend (figuur 3). Variantie-analysen toonden aan dat alleen voor ijzer en chroom in zwemkrab een significant hoger gehalte in loswal S1 voorkwam ($p < 0,05$). Dit wees nogmaals op het feit dat alleen deze twee metalen een rol blijken te spelen op deze loswal. Mede door de vrij grote standaardafwijkingen werden geen andere significante verschillen vastgesteld.

Referenties

AWZ/BMM (1993), Ecologische impact van baggerspecielossingen voor de Belgische kust. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, Administratie Waterinfrastructuur en Zeewezen (AWZ) en Ministerie van Volksgezondheid en Leefmilieu, Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee en het Scheldeëstuarium (BMM), Brussel.

CRAEYMEERSCH, J., HAMERLYNCK, O., HOSTENS, K., VANREUSEL A. en VINCX, M., (1990). De ekologische ontwikkeling van de Voordelta. Deelrapport 1. De huidige ekologische situatie van de Voordelta. RWS rapport, 92 pp.

DE CLERCK, R., VYNCKE, W., GUNS, M. en VAN HOEYWEGHEN, P. (1994). Concentrations of mercury, cadmium, copper, zinc and lead in sole from Belgian catches (1973-1991). Mededingen van de Faculteit Landbouw en Toegepaste Biologische Wetenschappen, Gent (in druk).

GOKSFØYR, A. en FÖRLIN, L. (1992). The cytochrome P450 system in fish, aquatic toxicology and environmental monitoring. *Aquat. Toxicol.*, **22**, 287-312.

GUNS, M., VYNCKE, W. en DE CLERCK, R. (1992). Mercury concentrations in plaice, flounder and dab from Belgian continental shelf waters (1971-1990). *Landbouwtijdschrift* **45**, 959-963

LANGE, U., JEDAMSKI-GRYMLAS, J., SIEBERS, D. en KARBE, L. (1992). Ethoxyresorufin O-deethylase and cytochrome P450 in the liver of dab (*Limanda limanda* (L.)) from the central and southern North Sea. *Mar. Poll. Bull.*, **24**, 446 - 451.

WAHL, E., MÖLLER, H., ANDERS, K., KÖHLER-GÜNTHER, A., PLUTA, H., CAMERON, P., HARMS, U., BÜTHER, H. en SÖFFKER, K. (1993). Fish diseases in the Wadden Sea. Joint Monitoring Group (Oslo and Paris Commissions) 18th meeting. Paper Info-6. □

Tabel 1 Korrelgrootte, chemische en kleurparameters september 1992 - maart 1993.

Maand	station	F7 (>2000µm)	F6 (1000µm-2000µm)	F5 (500µm-1000µm)	F4 (250µm-500µm)	F3 (125µm-250µm)	F2 (63µm-125µm)	F1 (<63µm)	F2 (63µm-125µm)	F3 (125µm-250µm)	F4 (250µm-500µm)	F5 (500µm-1000µm)	F6 (1000µm-2000µm)	Mediaan	Interstiftieel H2O	TOC	Organische stof	Carbonaatgehalte	L	a	b	c	Munsell
		Korrelfractie							Cumulatieve korrelfractie					(µm)	Chemische parameters (%)				Kleurparameters				
09-92	L. Oostende	0.58	0.10	0.15	1.35	92.62	3.17	2.03	5.20	97.82	99.17	99.32	99.42	185.5	19.00		0.68	8.30	55.84	01.73	11.05	11.18	0.4Y/5.5/1.6
03-93	L. Oostende	0.56	0.15	0.11	0.81	88.28	6.27	3.82	10.09	98.37	99.18	99.29	99.44	181.5	19.67	0.12	0.60	9.40					
03-93	S1	0.53	0.09	0.24	1.48	77.84	11.10	8.72	19.82	97.66	99.14	99.38	99.47	173.5	25.33	0.49	1.28	13.70	57.20	00.27	09.33	09.33	2.8Y/5.6/1.3
09-92	S2	0.87	0.15	0.38	7.71	85.62	3.79	1.48	5.27	90.89	98.60	98.98	99.13	190.3	18.17	0.15	0.42	8.20	58.05	01.14	08.73	08.80	0.7Y/5.7/1.3
03-93	S2	0.20	0.09	0.26	6.78	84.06	7.04	1.57	8.61	92.67	99.45	99.71	99.80	186.5	17.67	0.15	0.34	7.71	58.58	01.17	08.20	08.28	0.5Y/5.8/1.2
09-92	Zeeb. Oost	0.18	0.04	0.14	1.06	10.24	10.22	78.12	88.34	98.58	99.64	99.78	99.82	40	45.17	1.07	4.85	29.90	62.47	00.71	09.56	09.58	1.7Y/6.1/1.4
03-93	Zeeb. Oost	0.19	0.09	0.33	3.29	38.85	18.41	38.84	57.25	96.10	99.39	99.72	99.81	101.2	37.83	0.86	3.30	20.90	60.57	00.25	08.62	08.62	2.7Y/6.0/1.2
09-92	Westdiep	0.54	0.61	2.38	33.29	60.06	1.14	1.98	3.12	63.18	96.47	98.85	99.46	222.6	18.83	0.11	0.78	10.60					
03-93	Westdiep	0.38	0.51	4.81	16.94	41.06	7.93	28.37	36.30	77.36	94.30	99.11	99.62	166.7	48.17	1.29	0.43	27.80	60.90	00.12	09.95	09.95	3.0Y/6.0/1.4
09-92	Raan	3.61	2.81	2.59	19.98	27.34	22.62	21.05	43.67	71.01	90.99	93.58	96.39	153.9	29.83	0.94	2.88	21.70	55.32	00.57	08.73	08.74	2.1Y/5.4/1.3
03-93	Raan	3.48	1.73	1.68	27.89	52.35	9.71	3.16	12.87	65.22	93.11	94.79	96.52	213.7	23.00	0.33	0.89	12.90	55.74	01.91	10.66	10.82	0.1Y/5.5/1.6
09-92	Steendiep	0.54	0.52	5.45	68.16	23.99	0.44	0.90	1.34	25.33	93.49	98.94	99.46	340.5	19.33	0.04	0.71	13.30	57.74	03.90	14.51	15.02	9.1YR/5.7/2.3
03-93	Steendiep	0.43	0.34	2.12	73.08	22.66	0.36	1.01	1.37	24.03	97.11	99.23	99.57	338.8	19.33		0.63	7.50	57.12	03.93	14.82	15.33	9.2YR/5.6/2.3
09-92	Oost. bank	0.40	0.67	0.95	10.26	80.85	3.11	3.76	6.87	87.72	97.98	98.93	99.60	191.7	20.83	0.19	1.13	11.30	53.99	01.94	11.06	11.22	0.1Y/5.3/1.7
03-93	Oost. bank	0.20	0.04	0.53	10.48	59.58	5.94	23.23	29.17	88.75	99.23	99.76	99.80	168.7	33.00	0.70	2.17	15.60	57.67	01.16	09.96	10.02	1.1Y/5.7/1.5
09-92	Bligh bank	0.62	0.56	5.12	59.30	31.77	0.77	1.86	2.63	34.40	93.70	98.82	99.38	315.8	17.83	0.18	0.47	5.80	56.35	03.24	13.79	14.16	9.7YR/5.5/2.2
03-93	Bligh bank	0.67	0.54	2.90	57.14	37.00	0.74	1.01	1.75	38.75	95.89	98.79	99.33	299.2	19.00		0.54	5.90	57.89	03.87	14.38	14.89	9.1YR/5.7/2.3
09-92	Zand 1	29.14	7.38	6.83	39.52	15.47	0.71	0.95	1.66	17.13	56.65	63.48	70.86	457.9	19.67	0.11	0.80	22.30	59.20	03.47	13.56	13.99	9.3YR/5.8/2.1
03-93	Zand 1	3.20	3.80	6.34	57.94	26.77	0.82	1.13	1.95	28.72	86.66	93.00	96.80	341.8	20.50	0.20	0.68	14.00	57.86	03.59	13.45	13.92	9.1YR/5.7/2.1
09-92	Zand 2	12.10	11.84	11.45	36.32	26.56	0.80	0.93	1.73	28.29	64.61	76.06	87.90	399.4	17.50		0.66	16.50	58.53	04.09	14.22	14.79	8.8YR/5.8/2.3
03-93	Zand 2	3.65	8.76	16.38	40.75	29.01	0.43	1.02	1.45	30.46	71.21	87.59	96.35	369.9	19.33		0.70	13.20	57.63	04.55	15.40	16.05	8.6YR/5.7/2.5

Tabel 2 Significante tijdtrends 1979–1993 in sedimentparameters.

Zone	Korrelgrootte					Chemische parameters				Kleurparameters			
	<63 µm	125-250 µm	250-500 µm	500-1000 µm	Mediaan	Water	TOC	Org. st.	Carbon.	L*	a*	b*	c*
<i>L.Oostende</i>	-0.708***	+0.874*** +0.738***	-0.709***		+0.725*** -0.608**	-0.623***	-0.568*	-0.399*	-0.565**	+0.679*** +0.500**	-0.467** -0.649*** -0.545**	-0.804***	-0.799***
S1													
S2													
<i>Zeeb. Oost</i>													
<i>Westdiep</i>		+0.610***	-0.376*										
<i>Raan</i>													
<i>Steendiep</i>													
		+0.605*	-0.815**						+0.863*				
<i>Oost. bank</i>		+0.795*** +0.617*** +0.795***	-0.770*** -0.469* -0.421*		-0.603*** -0.414* -0.432*	+0.375* +0.579**		+0.605** +0.406*		-0.280*		-0.400***	-0.340*
<i>Bligh bank</i>													
<i>Zand 1</i>													
<i>Zand 2</i>													
			+0.404*	-0.456*		+0.439*		+0.523*		-0.255***			

Tabel 4 Significante tijdtrends voor zware metalen in benthosorganismen 1981-1992.

Loswal S1	Parameter (a)	Kwik	Cadmium	Lood	Ijzer	Chroom
Garnaal	r	-0.558	—	-0.712 (c)	+0.564	—
	RC	-0.0028	—	-0.047	+3,46	—
	Trend (%)	4.0	—	6.5	6.4	—
	Conc. 81/92	0.068-0.038	—	0.737-0.214	54-92	—
	Conc. 92	0.030	—	0.050	81	—
Zeester	r	-0.944***	-0.590*	-0.712*	—	+0.788 (e)(f)
	RC	-0.0097	-0.019	-0.712	—	+0.035
	Trend (%)	7.4	6.2	8.3	—	46.0
	Conc. 81/92	0.131 - 0.024	0.31 - 0.10	1.53 - 0.13	—	0.076 - 0.216
	Conc. 92	0.030	0.19	0.320	—	0.180
Zwemkrab	r	-0.522	-0.783**	—	+0.686*	+0.570
	RC	-0.0023	-0.0071	—	+24.4	+0.040
	Trend (%)	3.5	6.4	—	73.0	35.0
	Conc. 81/92	0.068 - 0.042	0.111 - 0.033	—	30-271	0.115 - 0.562
	Conc. 92	0.040	.030	—	442	0.870
Heremietkreeft	r	-0.652*	—	—	+0.712*	+0.662 * (g)
	RC	-0.0026	—	—	+18.9	+0.032
	Trend (%)	3.8	—	—	59.1	24.5
	Conc. 81/92	0.067 - 0.039	—	—	32 - 240	0.131 - 0.484
	Conc. 92	0.040	—	—	382	0.750
Westdiep						
Garnaal	r	-0.790	—	—	—	-0.873*
	RC	-0.0031	—	—	—	-0.0223
	Trend (%)	4.3	—	—	—	6.6
	Conc. 81/92	0.072 - 0.038	—	—	—	0.339 - 0.093
	Conc. 92	0.030	—	—	—	0.060
Zeester	r	-0.746*	-0.601	—	—	—
	RC	-0.0032	-0.013	—	—	—
	Trend (%)	4.6	7.4	—	—	—
	Conc. 81/92	0.069 - 0.034	0.176 - 0.032	—	—	—
	Conc. 92	0.030	0.085	—	—	—
Zwemkrab	r	—	—	-0.862**(b)	—	—
	RC	—	—	-0.108	—	—
	Trend (%)	—	—	8.4	—	—
	Conc. 81/92	—	—	0.930 - 0.066 (b)	—	—
	Conc. 92	—	—	0.064	—	—
Heremietkreeft	r	-0.735	-0.954*	—	—	-0.743
	RC	-0.0029	-0.013	—	—	-0.023
	Trend (%)	5.7	5.9	—	—	5.2
	Conc. 81/92	0.053 - 0.020	0.126 - 0.044	—	—	0.443 - 0.190
	Conc. 92	0.020	0.063	—	—	0.250

Tabel 4 (Vervolg).

Bligh bank	Parameter (a)	Kwik	Cadmium	Lood	Chroom
Zeester	r	-0.631*	-0.653*	-	-
	RC	-0.0039	-0.010	-	-
	Trend (%)	5.1	4.7	-	-
	Conc. 81/92	0.077 - 0.034	0.215 - 0.105	-	-
	Conc. 92	0.030	0.130	-	-
Heremietkreeft	r	-0.800**	-	-0.543	-
	RC	-0.0032	-	-0.013	-
	Trend (%)	6.4	-	3.7	-
	Conc. 81/92	0.050 - 0.015	-	0.345 - 0.205	-
	Conc. 92	0.020	-	0.107	-
Zand 2					
Zeester	r	-	-	-0.611	-0.698*
	RC	-	-	-0.017	-0.024
	Trend (%)	-	-	3.8	8.9
	Conc. 81/92	-	-	0.450 - 0.262	0.270 - 0.006
	Conc. 92	-	-	0.407	0.080
Zwemkrab	r	-	-	-0.856 (d)	-0.627
	RC	-	-	-0.047	-0.013
	Trend (%)	-	-	16.1	6.7
	Conc. 81/92	-	-	0.355 - 0.013 (d)	0.198 - 0.052
	Conc. 92	-	-	0.064	0.070
Heremietkreeft	r	-0.720*	-0.644	-0.762 (b)	-
	RC	-0.0054	-0.013	-0.044	-
	Trend (%)	7.6	7.2	8.2	-
	Conc. 81/92	0.071 - 0.012	0.187 - 0.039	0.539 - 0.187 (b)	-
	Conc. 92	0.020	0.063	0.195	-

(a) r = correlatiecoëfficiënt : zonder symbool : $p = <0,1$; * = $<0,05$; ** = $<0,01$; *** = $<0,001$.

RC = richtingscoëfficiënt (stijging of daling per jaar in mg/kg)

Trend = procentuele stijging of daling per jaar

Conc. 81/92 = concentratie op trendlijn

Conc. 92 = gemeten concentratie 1992

(b) 1984/92 ; (c) 1985/92 ; (d) 1986/92 ; (e) 1988/92

(f) tot 1988 : -0,963***

(g) vanaf 1987 : +0,924*

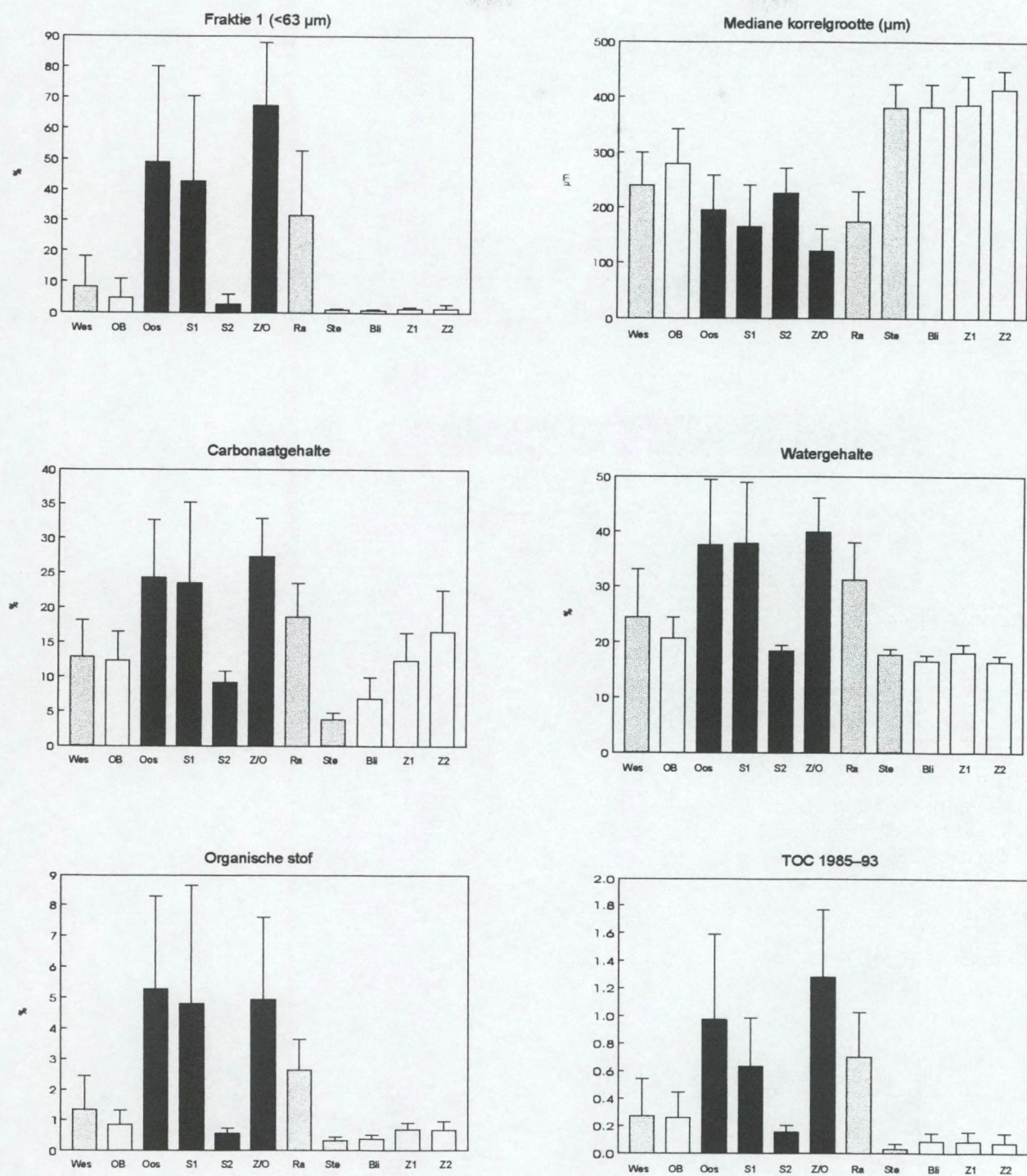


Fig.1 Gemiddelden en standaardafwijkingen voor de sediment-parameters fractie < 63 µm, mediane korrelgrootte, carbonaat, interstitieel water, organische stof (1979-93) en TOC (1985-93).

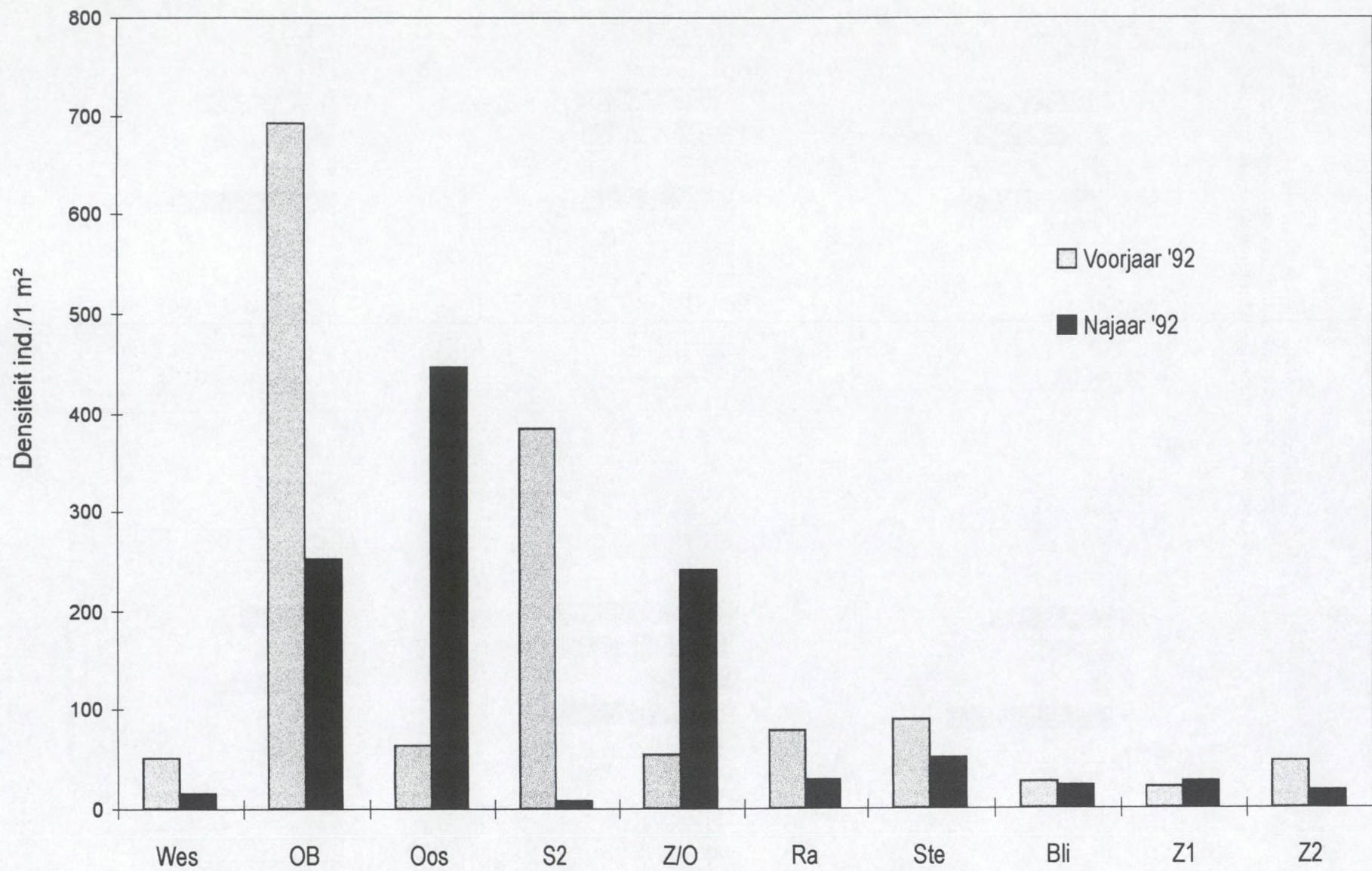


Fig. 2 Densiteit macrobenthos voor- en najaar 1992

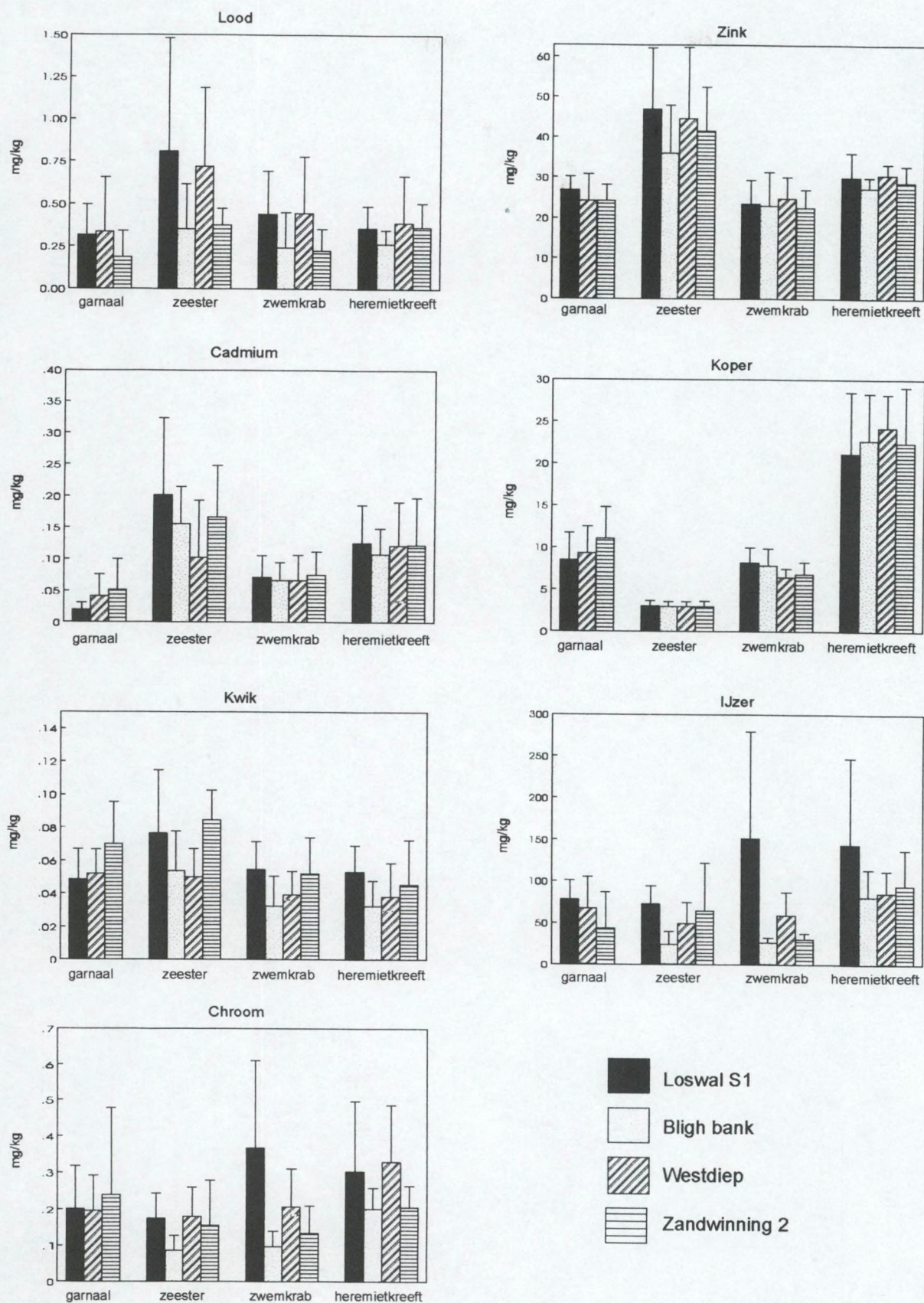


Fig. 3 Gemiddelden en standaardafwijkingen voor zware metalen in benthosorganismen 1981-1992.

Toegepast sedimentologisch onderzoek van baggerstortplaatsen en baggerrendement in de Zuidelijke Baai van de Noordzee

25567

ir. C.P. De Meyer, Harbour and Engineering Consultants, Drongen (Gent), België
ir. B. Malherbe, Harbour and Engineering Consultants, Drongen (Gent), België
lic. V. Maenhaut van Lemberge, Harbour and Engineering Consultants, Drongen (Gent), België

1 Samenvatting

Jaarlijks wordt ongeveer 10 tot 20 miljoen ton droge stof gebaggerd in de zeehavens en maritieme toegangsheulen langs de Belgische kust. Sinds 1984 worden bij de optimalisatie van de baggerwerken onder meer de dispersie en recirculatie van fijnkorrelig materiaal (slib) bestudeerd. Hierbij worden uitgebreide veldwaarnemingen van in-situ aangebrachte radioactieve tracers aangewend. Het afgeleide residueel sedimenttransportpatroon wordt ter staving vergeleken met resultaten van sedimenttrendanalyse berekeningen. Een dergelijke aanpak van de baggerstortproblematiek is van groot belang bij het rentabiliseren van baggerwerken, bij de analyse van het bagger- en stortproces en voor het inschatten van haar ecologische impact.

De resultaten van de in-situ radioactieve tracerexperimenten en de sedimenttrendanalyse voor het bepalen van het globale residuele sedimenttransportpatroon worden in deze publicatie voorgesteld.

2 Inleiding

Jaarlijks wordt bij onderhoudsbaggerwerken en verdiepingswerken ongeveer 10 tot 20 miljoen ton droge stof gebaggerd in de zeehavens en toegangsheulen langs de Belgische Noordzeekust. De specie die hierbij gebaggerd wordt is hoofdzakelijk een mengsel van slib en fijn zand. Sinds 1984 worden grote inspanningen geleverd voor de optimalisatie van baggerwerken en het onderzoek naar het gedrag van gestorte baggerspecie onder natuurlijke omstandigheden. Hierbij wordt de aandacht vooral toegespitst op de studie van de dispersie en recirculatie van het fijnkorrelig materiaal. Dit heeft immers een grote impact op:

1. het rendement van de onderhoudswerkzaamheden : hoeveel sediment wordt teruggevoerd naar het baggergebied ;
2. de technologie van het bagger- en stortproces : optimalisatie van de doelmatigheid van het gehele proces ;

3. de ecologie van dit gedeelte van de Noordzee : invloed van stortactiviteiten op lokale voedselketens en ecosystemen.

De verspreiding van fijnkorrelig materiaal door wind-, stroom- en golfactiviteit is nagenoeg niet mathematisch modelleerbaar zonder een grondig inzicht in de heersende natuurlijke processen. Bijgevolg is tevens met het oog op toekomstige ontwikkelingen van mathematische modellen, een uitgebreid en diepgaand programma van veldwaarnemingen van stortplaatsen in volle zee opgesteld.

Het uitgevoerde onderzoeksprogramma omvatte volgende onderwerpen :

1. gevoeligheidsanalyse van de belangrijkste parameters die de doelmatigheid van het baggerproces bepalen : de belangrijkste parameters bleken de primaire stortplaatsefficiëntie, de maximaal bereikbare mengseldensiteit in de hopper en de recirculatiegraad van het fijnkorrelig materiaal ;
2. bepalen van de globale, residuele sedimenttransportpatronen aan de hand van bodemstalen, spoorelementen en sedimenttrendanalyse (STA) ;
3. bepalen van de totale sediment massabalans met behulp van verschilcartografie en volumeberekeningen op basis van beschikbare bathymetrische gegevens ;
4. bodemonderzoek (staalname, natuurlijke radioactiviteit en trilboringen) ;
5. meten van het stortproces door middel van radioactieve tracers (zand- en slibfractie) ;
6. meten van migratie en recirculatie van stortverliezen door middel van langlevende radioactieve recirculatietracer (slibfractie) ;
7. voorlopige Milieu Impact Evaluatie (MIE) van stortprocessen.

3 Stortplaatsen langs de Belgische Noordzeekust

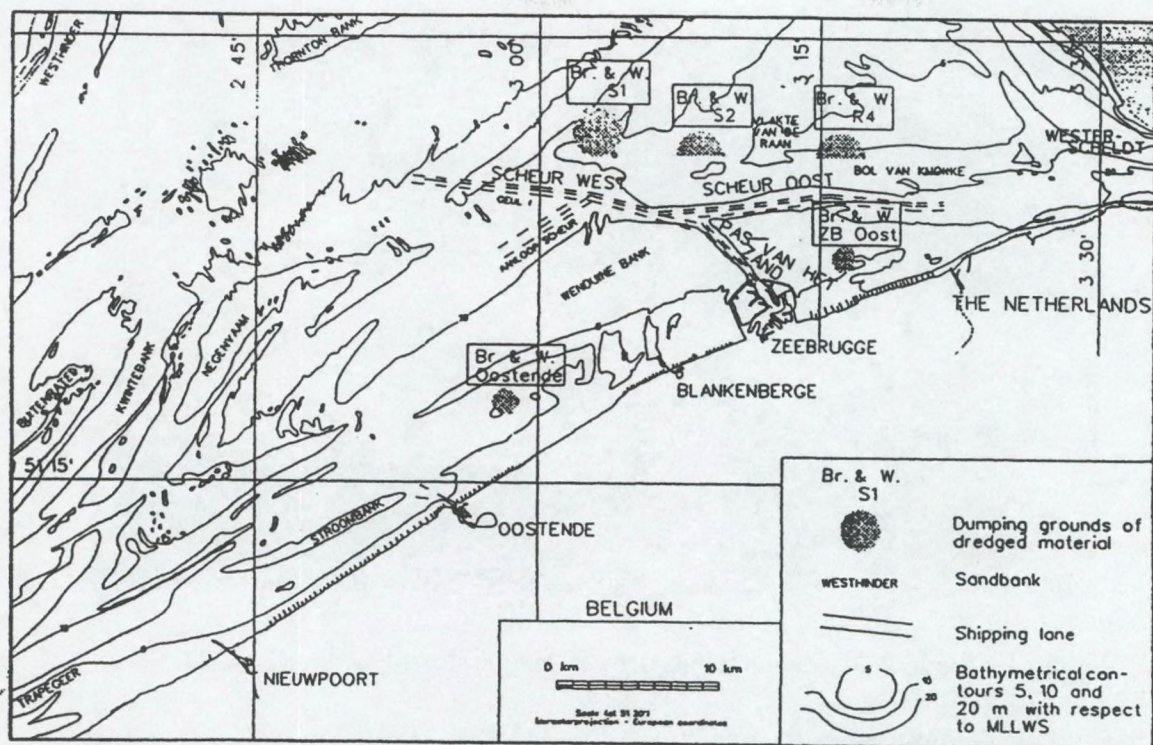
Het merendeel van de in zee gestorte baggerspecie, afkomstig van de Belgische zeehavens en maritieme toegangsgeulen, voldoet aan de kwaliteitscriteria van de Oslo Conventie en wordt op daartoe vergunde stortplaatsen in volle zee gelost. Langs de Belgische Noordzeekust worden 5 toegekende stortplaatsen gebruikt (figuur 1).

Het in de Haven van Zeebrugge en de Pas van het Zand gebaggerde sediment is slib tot zandhoudend slib, het in het Scheur gebaggerde sediment is voornamelijk fijn zand ($d_{50} = 0.180 \text{ mm}$).

4 Toegepast onderzoek

4.1 Bodemonderzoek

Bij het onderzoek naar de aard van het bodemsediment is het zeebodemoppervlak bemonsterd (bodemgrijper en trilboorapparaat) en zijn de monsters geanalyseerd op granulometrie, densiteit, mineralogische samenstelling, chemische parameters en gehalte



Figuur 1 : De Belgische Noordzeekust met de belangrijkste baggerstortplaatsen.

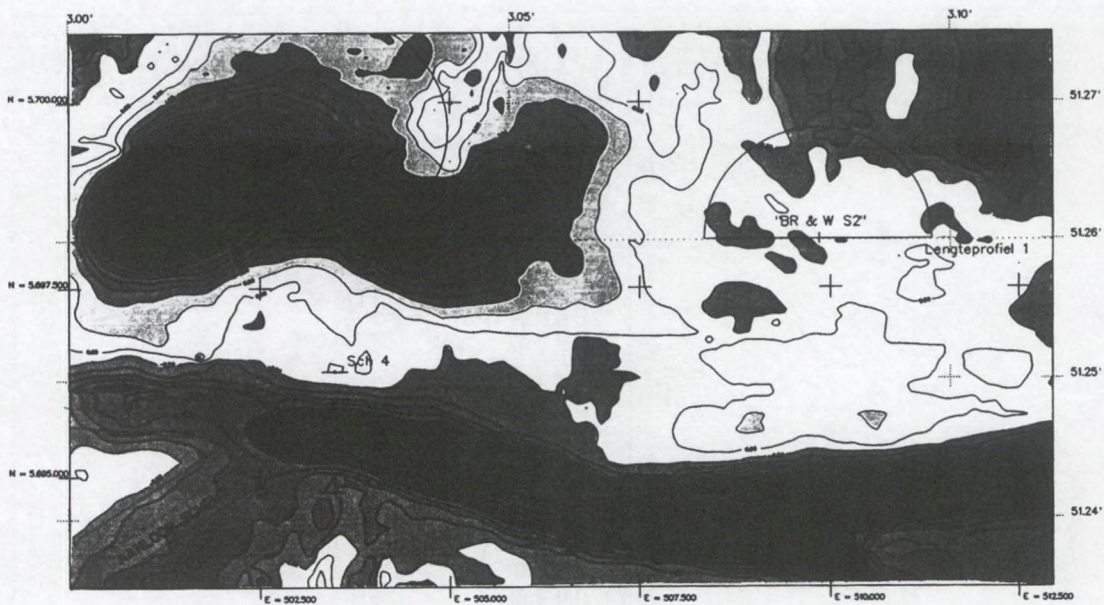
aan natuurlijke isotopen. Parallel hieraan is de morfologische evolutie van de zeebodem bestudeerd aan de hand van verschilkaarten. Deze kaarten worden geproduceerd met behulp van digitale terrein modellisatie van lodingsgegevens (figuur 2). Een dergelijke aanpak bracht volgende gegevens aan het licht (MALHERBE, 1991):

1. slechts tussen 0 en 40 % van het totaal gestorte materiaal blijft achter op de stortplaatsen: het overblijvende materiaal, de zgn. stortverliezen, worden verspreid door golf- en windwerking ;
2. het sediment dat op de stortplaatsen blijft is nagenoeg zuiver zand: het fijne slib wordt uitgewassen.

4.2 Recirculatietraceronderzoek

Voor de studie van het recirculatiemechanisme wordt gebruik gemaakt van langlevende tracers met een lage activiteit. Voor dit onderzoek werd een specifieke tracertechniek ontwikkeld. Hierbij worden twee verschillende isotopen simultaan gebruikt.

Tot nu toe werden reeds 8 recirculatietracerproeven uitgevoerd voor de Belgische kust. De verspreiding van de tracers wordt ingemeten aan de hand van bodemoppervlakte-monsters (bemonsterd met een scraper-sampler) of ondiepe kernen (trilboorapparaat). Door middel van multispectraalanalyse kunnen de activiteiten van beide tracers simultaan ingemeten worden. De gedetecteerde activiteiten (Bq/g.d.s.) worden voorgesteld op tijdsevolutiegrafieken (figuur 3), tracerverspreidingskaarten (figuur 4) of activiteits-diagrammen (figuur 5).



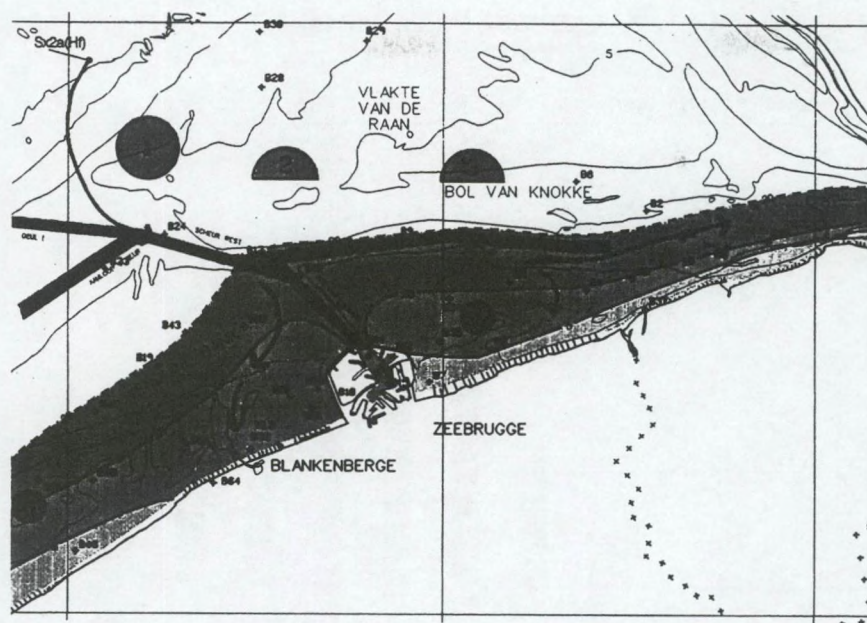
Figuur 2 : Gedetailleerde verschilkaart van baggerstortplaatsen S1 en S2.

Dit laat volgende observaties toe:

1. ondanks de uiterst hoge verdunning worden de tracers gedetecteerd in significante concentraties, dit over een grote oppervlakte ;
2. de stortverliezen concentreren zich in slibafzettingen die voorkomen als een dunne, losgepakte bodemlaag die over de zeebodem migreert. Deze slibafzetting concentreert zich in een smalle strook langs de Belgische kust ;
3. de tracers worden teruggevonden in alle Belgische kusthavens en zelfs tot in de toegangseul tot de Zandvlietsluis ;
4. er is slechts weinig uitwisseling van sediment met de rest van de Noordzee ;
5. de recirculatie gebeurt zeer snel; reeds na 2 dagen volgend op de injectie wordt de tracer reeds in Zeebrugge aangetroffen ;
6. na een initiële piekconcentratie evolueert de tracerconcentratie in de tijd naar een relatief constante waarde: dit wijst op een voortdurende herwerking van dezelfde massa slib, dit door zowel natuurlijke (bv. stromingen) als kunstmatige processen.

4.3 Sedimenttrendanalyse

Sedimenttrendanalyse (STA) is een techniek waarbij de statistische vergelijking van granulometrische gegevens, afgeleid van bodemstalen, geïnterpreteerd wordt in functie van het dominant residueel sedimenttransportpatroon. Deze methode is toegepast op verschillende sedimentologische databestanden om zones te definiëren waar de kans voor recirculatie groot is. Ook wordt bij deze analysemethode de verspreiding van de verschillende sedimentfracties grondig bestudeerd.



Figuur 4 : Tracerverspreidingskaart, 4 dagen na injectie t.h.v. S1/S2.

5 Residuele sedimenttransportpatronen

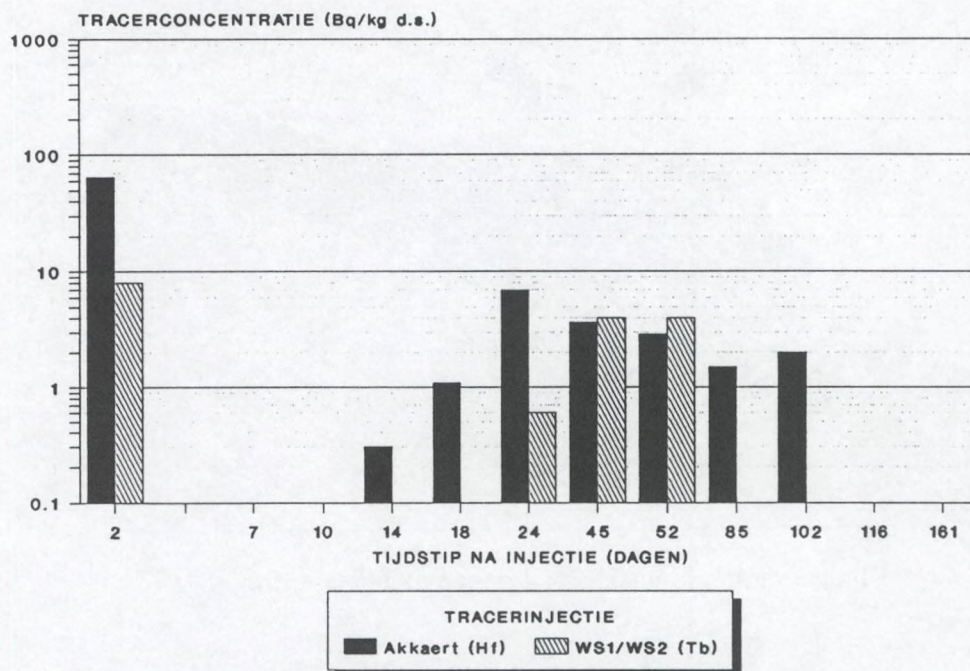
De kennis van het residueel sedimenttransportpatroon is uiteraard van groot belang voor het begrijpen van de recirculatiemechanismen die inwerken op de bodemsedimenten in het algemeen en de recirculatie van de fijnkorrelige stortverliezen naar de baggergebieden in het bijzonder.

Een overzicht van het onderzoek sinds 1976 in België uitgevoerd wordt geschetst door DE MEYER & MALHERBE (1987) en MALHERBE (1991).

Het gedetailleerde onderzoek van de stortprocessen toonde eveneens hydraulische segregatiemechanismen aan. Deze veroorzaken een duidelijke scheiding van het minder beweeglijke zand, dat hoofdzakelijk op de stortplaats achterblijft, en de zeer beweeglijke slibfractie, die zeer makkelijk gerecirculeerd wordt.

De verkregen kennis van de residuele sedimenttransport mechanismen in dit bijzonder gedeelte van de Zuidelijke Noordzee duiden bovendien op het bestaan van een turbiditeitsmaximum zone (TMZ) in volle zee. Dit TMZ zou de sedimentaccumulatie in geulen en havens beheersen en bijgevolg de programmatie van de onderhoudsbaggerwerken beïnvloeden. Eveneens blijkt dat de heersende hydrometeorologische omstandigheden een natuurlijke concentratie van fijn materiaal ter hoogte van onze kust in de hand werkt.

ZEEBRUGGE PAS (B14)
INJECTIE SX2 18/01/93

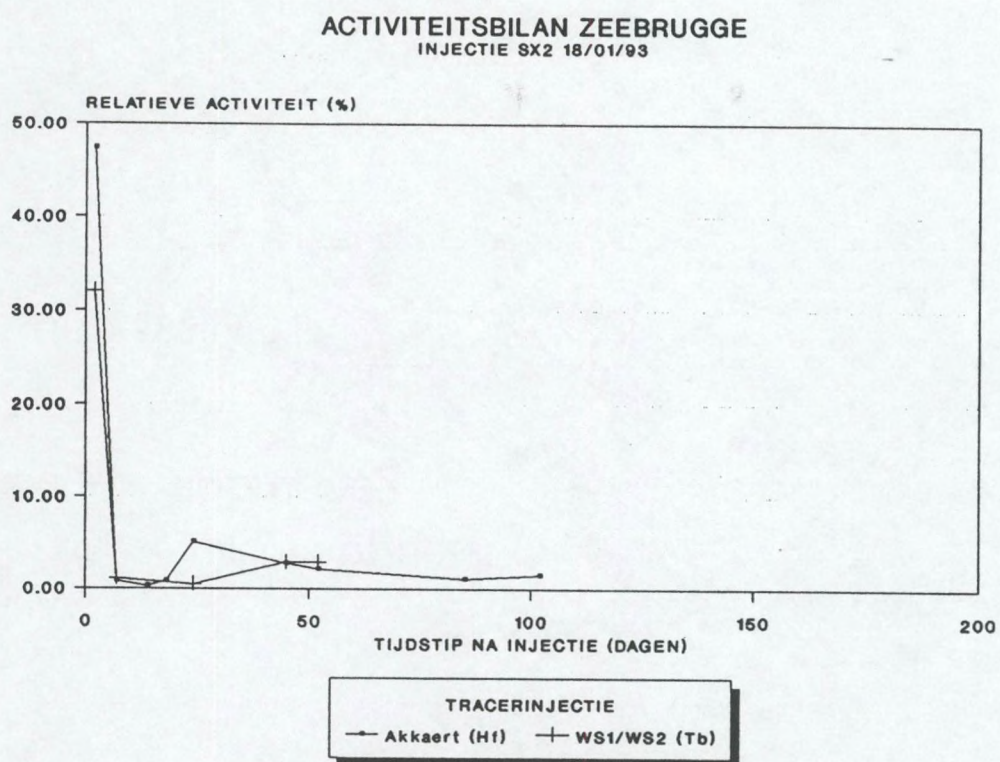


Figuur 3 : Tijdsevolutiefgrafiek in de haven van Zeebrugge.

Aan de hand van de uitgebreide resultaten van de STA kan geconcludeerd worden dat zich voor onze kust een zone met voornamelijk kustwaarts transport bevindt. Dit gebied reikt in het W van het Continentaal Plat tot ± 5 km uit de kust, in het O tot ± 20 km uit de kust (figuur 6). Binnen dit gebied bestaan voornamelijk hoge recirculatiekansen van gestorte, fijnkorrelige baggerspecie. Fijn sediment dat binnen deze zone wordt verplaatst zal steeds terug gebracht worden naar een locatie waar het zich in evenwicht bevindt met de heersende hydrodynamische omstandigheden waar dus sedimentatie mogelijk is. Dit is onder meer het geval in de havens en maritieme toegangsgeulen. Steunend op de resultaten van de STA is bij de laatste tracerproef dan ook een tracer geïnjecteerd ten N van de zone met kustwaarts transport. Deze tracer werd slechts uitzonderlijk en in heel lage concentraties teruggevonden, hetgeen de resultaten van de STA bevestigt.

De ruimtelijke verspreiding van de verschillende fracties kan de herkomst van het sediment aanduiden. Mogelijke brongebieden kunnen gemakkelijk onderscheiden worden. Door de combinatie van fractieanalyse met sedimenttransportberekeningen is een kwaliteitscontrole van deze berekeningen gekomen. Het laat ook toe een gebied ter hoogte van ons Belgisch Continentaal Plat met een relatief hoge concentratie aan fijn materiaal te onderscheiden (figuur 7).

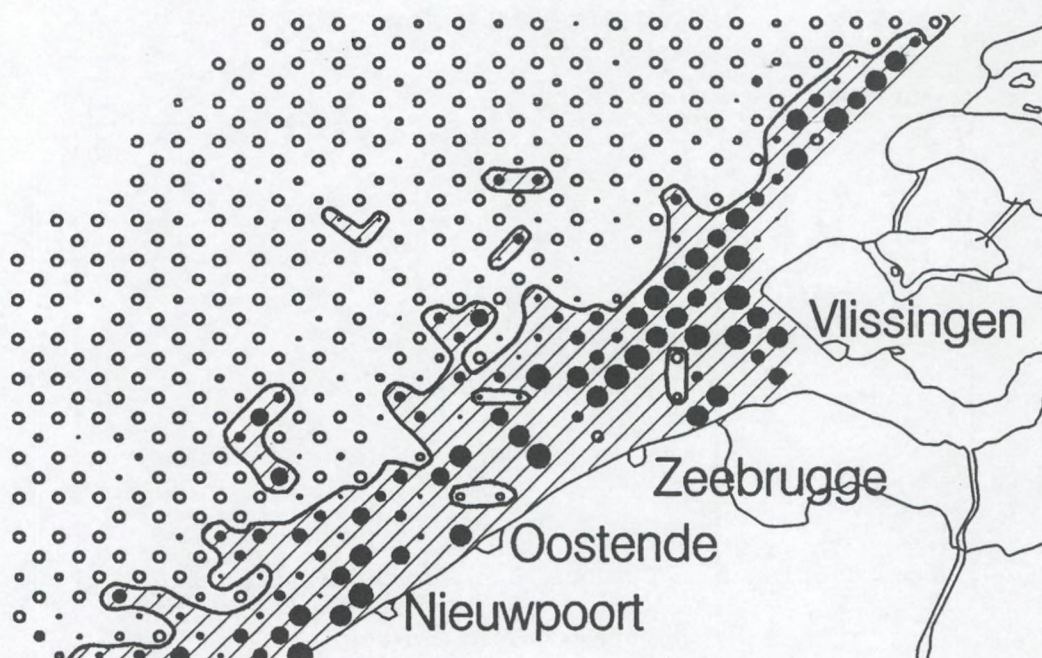
Als dusdanig vullen beide technieken, met name recirculatietracers en STA, elkaar perfect aan voor de bepaling van het residueel sedimenttransport.



Figuur 5 : Activiteitsdiagram in de haven van Zeebrugge.



Figuur 6 : Residueel sedimenttransport berekend met STA.



Figuur 7 : Spreiding van de fractie 125-177 µm.

6 Besluit

In deze publicatie worden twee onderzoekstechnieken voorgesteld voor het bepalen van het residueel sedimenttransport en ten behoeve van de keuze van optimale stortlocaties voor baggerspecie in open zee. De meting in-situ van de migratie en recirculatie van fijnkorrelige stortverliezen in de Belgische kustwateren en over langere periodes (5-6 maanden) duidt op het hydraulisch vangen van het slib met een wisselwerking tussen een licht gecompacteerd sedimentlaag en een suspensie en op een gedeeltelijke recirculatie naar de baggerzone. Het onderzoek wordt verdergezet met het doel nog meer gedetailleerde informatie te bekomen over het gedrag van het gestorte materiaal. Aldus kan uitgekeken worden naar nuttige aanwending van deze sedimenten ten behoeve van onder meer kustverdediging.

7 Referenties

DE MEYER, C., MALHERBE, B., 1987. Optimization of maintenance dredging operations in maritime and estuarine areas. *Terra et Aqua*, 35, pp. 25-36.

MALHERBE, B., 1991. A case study of dumping of dredged material in open areas. *Terra et Aqua*, 45, pp. 5-32.

McLAREN, P., BOWLES, D., 1985. The effects of sediment transport on grain-size distributions. *Journ. of Sed. Petrol.*, 55, pp. 457-470.

Variatie van het zwevend-sedimentgehalte in functie van het getij voor de Vlaamse kust

D. Fransaer, Eurosense

25568

Konklusie

Door het gebruik van gekalibreerde digitale multispektrale vliegtuigscannerregistraties is het mogelijk de variatie (kwantitatief en kwalitatief) van het zwevend-sedimentgehalte als functie van het getij voor de Vlaamse kust te registreren. Deze scannerregistraties, gekombineerd met een fijnmazig hoogwaardig numeriek model van de snelheidsvariaties voor de Vlaamse kust, leiden tot de empirische opbouw van een suspenderings- en sedimentatieformulering voor slib in functie van het getij evenals tot de bepaling van sedimenttransporten langsheen de gehele Vlaamse kust.

Korte inhoud

Op 10 juli 1991 werden gedurende een volledige M2-getijcyclus (12h25min) digitale multispektrale vliegtuigscannerregistraties uitgevoerd langsheen de gehele Vlaamse kust. Gelijktijdig met deze digitale multispektrale vliegtuigscannerregistraties werden sedimentmonsters genomen met hoge-snelheidsboten en het BEASAC[®]-platform¹. Deze sedimentmonsters laten een akkurate kalibratie van de digitale vliegtuigscannerregistraties toe. Op deze wijze produceert men zgn. "slibkaarten", dit zijn kaarten die het zwevend-sedimentgehalte (1 meter onder het wateroppervlak) langsheen de gehele Vlaamse kust voorstellen op welbepaalde tijdstippen in het getij. Tevens is er een fijn-mazig hoogwaardig numeriek model ontwikkeld van de getijstromingen langsheen de Vlaamse kust. Dit model is afgeijkt aan de hand van getijinformatie van de meetpalen van het meetnet "Vlaamse Banken" en de getijmeters in de Scheldemonding. Daarnaast is er een rekenmethodiek ontwikkeld die toelaat ogenblikkelijke suspensie en sedimentatie te modelleren, met het oog op het bekomen van sedimenttransportinformatie over een volledige getijcyclus. Het simultaan gebruik van deze mathematisch modellering en de metingen van de zwevende sedimentconcentraties verschaft zeer interessante resultaten :

1. Door gebruik te maken van de resultaten (richting en grootte van de watersnelheid) van het numeriek model, is het mogelijk om uitgaande van een gemeten toestand (bv. 3 uur voor HW) een andere gemeten toestand (bv. 1,5 uur voor HW) te simuleren. Deze gesimuleerde toestand wijkt natuurlijk af van de gemeten toestand (op 1,5 uur voor HW). De verschillen tussen meting en simulatie zijn te wijten aan het in suspensie brengen of sedimenteren van zwevend materiaal. Aldus kan een empirisch opgebouwde suspenderings- en sedimentatieformulering voor slib worden afgeleid.
2. Combinatie van de kennis van het zwevend-sedimentgehalte met de gemiddelde snelheid over de verticale leidt, bij aanname van een verticaal zwevend-sedimentprofiel, tot het bekomen van zwevende-sedimenttransporten in functie van het getij op elke willekeurige plaats langsheen de Vlaamse kust.

Het gebruik van het mathematische model laat toe om de inplanting van nieuwe infrastructuurwerken of wijzigingen aan bestaande infrastructuurwerken optimaal te plannen in functie van de sedimentatieverwachtingen.

¹BEASAC[®] : Belfotop Eurosense Acoustic Sounding Air Cushion platform

1. Inleiding

Dit artikel beschrijft de vijf aëroteledetektische meetvluchten uitgevoerd op 10 juli 1991 met gelijktijdige opnamen van twee synchroon werkende FMC-kamera's en de digitale multispektrale Daedalus scanner AADS 1260. Alle meetvluchten vonden plaats op een vlieghoogte van ca. 5.000 m, wat leidde tot een fotoschaal van ca. 1:32.000 en een grondresolutie van de scannerdata van ca. 13 m.

De meetvluchten vonden plaats om 8.30 u, 10.00 u, 13.00 u, 14.30 u en 17.00 u plaatselijke zomertijd (doorgangen te Zeebrugge, met hoogwater te Zeebrugge om 13.00 u).

De scanner maakt geen ogenblikkelijk totaalbeeld van het aard- (en water)oppervlak, doch elk element van het beeld wordt afzonderlijk en sekwentieel opgenomen. Door deze werkwijze van de scanner stemt elk beeldelement van de registratie (elke pixel) overeen met lichtjes gewijzigde vluchtcondities. Dit is het gevolg van de roll, pitch en heading van het vliegtuig en de vooruitgang van het vliegtuig in de vliegrichting. De bewegingen van het vliegtuig rond zijn drie assen leiden tot opnames die geometrisch gecorrigeerd dienen te worden. Hiervoor zijn bij Eurosense diverse algoritmes ontwikkeld².

Daarnaast worden nog twee belangrijke correcties uitgevoerd, t.w. de panoramische en de radiometrische.

Na de geometrische, radiometrische en panoramische correctie van de scannerdata bekomt men een beeld van de door het land- of wateroppervlak uitgezonden en teruggekaatste straling in verschillende banden van het golfspectrum (variërend van het thermisch infrarood over het nabije infrarood tot het volledige zichtbare gedeelte van het spectrum).

De door de digitale multispektrale scanner waargenomen straling in een bepaalde golflengte (λ) bestaat uit diverse bijdragen, die essentieel twee componenten bevatten : radiantie afkomstig van de oppervlaktelaag van het zeewater, en een groep storingen (reflekties en atmosferische diffusie). Het is aangetoond dat er een zeer goed verband bestaat tussen de waargenomen radiantie en het gehalte aan zwevende stof in het zeewater. Dit is vastgesteld onder laboratoriumvoorwaarden, d.m.v. veldwaarnemingen en ook steunende op theoretische afleidingen. Het verband in kwestie is grotendeels afhankelijk van het type sediment, de zwevende-sedimentconcentratie en de beschouwde golflengte. Er wordt over het algemeen een lineair of een logaritmisch verband bekomen tussen de gemeten radiantie en het zwevend-sedimentgehalte.

In de literatuur vindt men naast formuleringen afgeleid uit proeven eveneens theoretische afleidingen voor het verband tussen de gemeten radiantie en het zwevend-sedimentgehalte. Deze formuleringen worden veelal gebruikt voor de kwantificering van satellietdata (b.v. NOAA of Landsat).

Nochtans is de beste en akkuraatste methode de directe bepaling van het zwevend-sedimentgehalte op enkele karakteristieke plaatsen, simultaan met de uitgevoerde digitale multispektrale scannerregistraties.

Te dien einde is het BEASAC-platform ingezet tezamen met enkele speciaal uitgeruste snelle motorboten. De meetvis van het BEASAC-platform is voor deze gelegenheid voorzien van een afzuigslang met terugslagklep. Vanuit de hovercraft kunnen aldus watermonsters worden genomen wanneer de meetvis in het water is gelaten. Eenzelfde monsternamekonstruktie is ook aangebracht in elk van de motorboten zodat akkurate sedimentmonsters kunnen genomen worden.

Tijdens de meetvluchten, en simultaan met de opnamen van de digitale multispektrale scanner, voeren zowel het BEASAC-platform als de motorboten volgens vooraf uit-

²"Geometrische correctie van vliegtuigscannerbeelden", M. Van Ostayen, Doktoraatsproefschrift, K.U.Leuven, Fakulteit Toegepaste Wetenschappen, 143 pp., 1986.

gestippelde raaien en namen watermonsters op ca. 1 m onder het wateroppervlak. De watermonsters werden geanalyseerd in het Laboratorium voor Analytische en Agrochemie van de U. Gent (prof. dr. ir. Verloo).

Door de kennis van het in-situ bepaalde zwevend-sedimentgehalte en door de geometrische correctie van de scannerdata, kan er nu een empirisch verband tussen de gemeten radiantie en het zwevend-sedimentgehalte bepaald worden. Dit verband wordt dan aangewend voor de kalibratie van het hele scannerbeeld. Voor de verschillende bemonsteringsplaatsen wordt de radiantiewaarde bepaald in de onderscheiden golflengtebanden. Op deze waarden werd een multivariate analyse toegepast. D.m.v. het uiteindelijk opgestelde verband wordt het ganse scannerbeeld gekwantificeerd. Het resultaat van deze kwantificatie is beschikbaar als de zgn. "slibkaart".

De slibkaart brengt aldus voor gans de kuststrook een momentaan beeld van de waarde van het zwevend-sedimentgehalte in de oppervlaktelaag van het zeewater. Om een eenvoudig interpreteerbare kaart te bekomen, werden de sedimentconcentratie-waarden voorgesteld in een achttal klassen met een breedte van 5 mg/l.

De slibkaarten geven een noodzakelijke eerste aanzet tot een integrale interpretatie van het sedimenttransportsysteem in de Vlaamse kustwateren. Om tot zulke interpretatie te komen zijn echter bijkomende gegevens nodig. Deze worden voor deze studie afgeleid uit een fijnmazig tweedimensioneel (2D) getijmodel van dezelfde zone voor de Vlaamse kust. Door het gezamenlijk gebruik van deze gegevens (gemeten en berekende) is het mogelijk tot uitspraken te komen voor het sedimenttransport langsheen de Vlaamse kust over een volledige getijcyclus.

2. Opnamen met de digitale multispektrale vliegtuigscanner : theoretische en technische achtergrond

2.1. Beschrijving van de digitale multispektrale scanner

De digitale multispektrale vliegtuigscanner Daedalus AADS 1260 bestaat in principe uit drie delen :

1. de opname-apparatuur;
2. de elektronische verwerkingsapparatuur;
3. de registratie-apparatuur.

De scanner wordt met vertikaal zicht op het aardoppervlak gemonteerd in een vliegtuig. De inkomende straling wordt opgevangen op een roterende vlakke spiegel. De rotatie-as van de spiegel valt samen met de vlieg-as. Aldus is het vlak, waarvan de straling wordt opgenomen als gevolg van de draaiing van de spiegel, loodrecht gelegen op de vlieg-as. De snijlijn van dit vlak met het aardoppervlak is een lijn die loodrecht op de vlieg-as staat. Aangezien het vliegtuig voortbeweegt, liggen opeenvolgende lijnen naast elkaar in de vlieg-richting, en aldus wordt een vlakvullende opname bekomen (fig. 1a). De gereflekterde of uitgezonden lichtstroom wordt, na opvang door de roterende vlakke spiegel, gebundeld door een parabolische spiegel, en gericht op de detector-elementen. De detectoren, die selektief gevoelig zijn in een bepaalde golflengteband van het infrarood, zichtbaar of ultraviolet spectrum, zetten de waargenomen stralingsenergie om in een elektrisch signaal. Dit signaal wordt dan over een zeer korte tijd geïntegreerd, bemonsterd en via een "analoog-digitaal" omvormer omgezet in een getal dat een maat is voor de spektrale emittantie. De bemonsterde gegevens worden in digitale vorm op een magneetband bewaard, voor verwerking na de vlucht.

2.1.1. De opname-apparatuur

De opname-apparatuur bestaat uit een roterende spiegel, met slechts één spiegellend oppervlak, die op vier snelheden kan werken, te weten : 12,5, 25, 50 en 100 scanlijnen per seconde. In het totaal worden 716 pixels (elementaire beeldpunten) per scanlijn opgenomen, en dit over een totale veldhoek van 85,92°. De hoek tussen twee opeenvolgende pixels bedraagt 2,094 mrad. Hieruit volgt dat elke pixel op een afstand van 1000 meter van de scanner ongeveer 2 meter op het terrein vertegenwoordigt, volgens de scanrichting.

In tabel 2.1 zijn de spektraalbanden opgegeven die geregistreerd kunnen worden. Zij behoren tot de volgende domeinen : het verre infrarood, het nabije infrarood, het zichtbare spectrum en het ultraviolet.

Spectrum	Golflengten (µm)	Detektor	Kanaal
Ver infrarood	8 - 14	MCT	12
Midden infrarood	3,0 - 5,0 2,0 - 2,5 1,5 - 1,7	InSb	11
Nabij infrarood	0,92 - 1,10	Silicium Spektrometer	10
Nabij infrarood	0,80 - 0,89		9
Nabij infrarood	0,70 - 0,79		8
Rood	0,65 - 0,69		7
Rood	0,60 - 0,65		6
Groen	0,55 - 0,60		5
Groen	0,50 - 0,55		4
Blauw	0,45 - 0,50		3
Blauw	0,42 - 0,45		2
Violet	0,38 - 0,42		1
Ultraviolet	0,30 - 0,40	Silicium	0

Tabel 2.1. Beschikbare spektrale banden en bijhorende detectoren voor de Daedalus AADS 1260 digitale multispektrale scanner.

Het fotovoltaïsch element voor het midden infrarood is een Indium-Antimonide (InSb)-legering. De spektrometer voor zichtbaar licht en de detektor voor UV-straling zijn eveneens fotovoltaïsche elementen, maar dan op basis van silicium.

2.1.2. De elektronische verwerkingsapparatuur

De digitaal omgezette signalen worden via elektronische weg versterkt en geregistreerd op een magneetband met twaalf kanalen, met een hoge densiteit van 10.000 bits per inch (de gebruikelijke hoge densiteit voor gewone magneetbanden bedraagt 1.600 bpi). Het gebruik van zulk een high density digital tape (HDDT) laat toe om in een korte tijd een aanzienlijke hoeveelheid gegevens te verzamelen. Het formaat is Manchester Bi-φ-L, pulse coded modulation.

Per scanlijn en per kanaal of spektrale band registreert de magneetbandeenheid 750 bytes. Het gaat hier om 716 beeldwaarden en verder nog 34 "house-keeping" gegevens, zoals synchronisatie, scanlijnummer, aflezing van manuele instellingen, enz.

2.1.3. De registratie-apparatuur

De registraties op HDDT worden na de vlucht overgedragen op Computer Compatible Tape (CCT) en ingelezen op disk. Deze omzetting gebeurt via bij Eurosense zelf ontwikkelde hard- en software en biedt de bijkomende voordelen dat tijdens de omzetting zelf reeds de verder beschreven automatische korrekties aan de geregistreerde gegevens kunnen worden aangebracht.

2.2. *Panoramische, radiometrische en geometrische korrekties*

Alle scannerregistraties dienen te worden gecorrigeerd vooraleer zij voor verdere verwerking gebruikt kunnen worden. Deze korrekties zijn nodig omwille van de invloed van zowel externe als interne factoren op het proces dat aanleiding geeft tot de uiteindelijk geregistreerde scannerdata.

Interne factoren zijn systematisch en dus makkelijk corrigeerbaar na ijking : de variatie op de scanspiegelsnelheid en de bemonsteringsfrequentie, de scansnelheid die slechts diskreet regelbaar is, en foutieve oplijning van de optica en vertragingen in de detektoren.

Tot de externe factoren behoren de wisselende standhoeken of attitude van het meetplatform, afwijkingen van de geplande positie alsook de invloed van het terreinreliëf.

Het gevolg van deze invloeden is duidelijk te zien op beelden met voldoende detail. Rechte lijnen in het terrein, zoals wegen en kanalen, worden vertekend weergegeven in het beeld.

De hierna beschreven korrekties worden door Eurosense routinematig uitgevoerd op digitale multispektrale vliegtuigscannerdata. Hierbij wordt gebruik gemaakt van een grafisch interactieve beeldverwerkingscomputer model 75 (systeem 600) van International Imaging Systems (I2S). De procedures steunen grotendeels op algoritmes, die werden ontwikkeld in het kader van een doktoraal proefschrift³.

2.2.1. Panoramische correctie en schaalaanpassing

De panoramische correctie, ook "S-bend"-correctie genoemd, verbetert de systematische S-bend-fout, die geïntroduceerd wordt door het bemonsteren van het terrein met konstante tijdsintervallen. Deze correctie realiseert een konstante schaal over alle scanlijnen. Bovendien wordt in de vliegrichting een eerste ruwe schaalaanpassing doorgevoerd, zodat de schaal in de langsrichting dezelfde wordt als deze in de dwarsrichting.

De S-bend-vervorming treedt zelfs op bij een opname van vlak terrein en bij een perfecte vlucht. Zij is het gevolg van de konstante bemonsteringsfrequentie van het binnenkomend signaal. Hierdoor wordt een rechte in het terrein voorgesteld als een S-vormige lijn (in feite een tangensfunctie) in het digitaal beeld.

Het programma dat de S-bend-correctie en schaalaanpassing in de vliegrichting doorvoert, heeft van de gebruiker informatie nodig betreffende de gewenste beeldmarges, de vlieghoogte, de vliegsnelheid en de registratiesnelheid.

³"Geometrische correctie van vliegtuigscannerbeelden", M. Van Ostayen, Doktoraatsproefschrift, K.U.Leuven, Fakulteit Toegepaste Wetenschappen, 143 pp., 1986.

2.2.2. Radiometrische correctie

De radiometrische correctie heeft twee doelen : (1) een onderlinge kalibratie van pixelwaarden uit verschillende strips, zodanig dat het effect van het tijdsverschil (en de inmiddels gewijzigde atmosferische omstandigheden) tussen opeenvolgende strips wordt gecompenseerd; en (2) (indien dit gewenst is) een thermische kalibratie. Doordat gelijktijdig met de scanmissie de uitstraling van zwarte lichamen op een gekende temperatuur wordt gemeten, kan voor gans het scanbeeld een thermische kwantificatie worden doorgevoerd.

2.2.3. Geometrische beeldcorrectie

De geometrische correctie heeft tot doel, op basis van een referentie die kongruent is met het werkelijke terrein, een metrisch correct beeld te rekonstrueren uitgaande van een vervormd beeld. De geometrische vervorming is grotendeels het gevolg van de snel wijzigende vluchtparameters en van het terreinreliëf.

De te volgen procedure maakt o.a. gebruik van de hardware-mogelijkheden van de aangewende beeldcomputer, waardoor het verloop van deze operatie aanzienlijk wordt versneld.

Na deze correcties kan, indien dit gewenst is, een digitale beeldmozaïek worden opgebouwd uit verschillende naast elkaar liggende strips.

2.3. *Digitale multispektrale scannerregistraties voor de detectie van het gehalte aan zwevend sediment*

Na aangepaste registratie en correcties zijn de digitale multispektrale scannerregistraties bruikbaar voor verdere verwerking. Het gebruik van de digitale multispektrale vliegtuigscannerregistraties laat aldus de detectie toe van substanties aanwezig in de oppervlaktelaag (b.v. het zwevend sediment). Het gaat hierbij om het bepalen van de aard en de concentratie van substanties op basis van het teruggediffundeerde stralingsveld dat door de sensor wordt opgevangen.

Deze stoffen zijn detecteerbaar doordat zij, door absorptie of diffusie, de spektrale verdeling (en dus de kleur) van de naar omhoog teruggediffundeerde straling wijzigen.

Op basis van hun optisch gedrag onderscheidt men drie klassen :

- fytoplankton vormt een afzonderlijke groep door de sterke absorptie in het blauwe en het rode gedeelte van het spectrum door het chlorofyl;
- gesuspendeerde stoffen geven een sterke retrodiffusie die slechts weinig van de golflengte afhankelijk is. Ze bestaan uit minerale stoffen, resten van dode organismen en plankton;
- gele stof (yellow substance), dit is een mengsel van verschillende organische componenten, die zijn opgelost in het zeewater en die voornamelijk via rivieren in zee worden geloosd. Ze absorberen het ultraviolette, het violette en het blauwe licht en geven aan het water een geelgroene kleur.

Verschiedende storingen beïnvloeden het door een sensor ontvangen signaal :

- de reflectie van de bodem, die aanwezig is als het water voldoende transparant is;
- de Fresnel-reflectie van de zon en van de diffuse hemelstraling op het grensvlak lucht-zee, alsook de reflectie door stof aanwezig op het oppervlak (olie, schuim, ...);
- de atmosferische diffusie.

Het signaal hangt verder af van de geometrische verdeling van de invallende straling (positie van de zon, bewolking, nevel), de aanwezigheid van golven en de verticale verdeling van de diffunderende deeltjes in de watermassa.

De bepaling van de concentratie van opgeloste of gesuspendeerde stoffen aan de hand van passieve teledetectietechnieken veronderstelt een begrip van het complexe proces van stralingsoverdracht in het systeem oceaan-atmosfeer. Een volledig theoretische benadering vergt de oplossing van de stralingsoverdrachtvergelijking voor absorberende en diffunderende media zoals de oceaan en de atmosfeer, rekening houdend met de uitwisselingsprocessen aan het grensvlak, en vraagt eveneens de bepaling van de optische eigenschappen van de beschouwde materialen. Dit is in de praktijk onmogelijk.

Daarom zijn modellen ontwikkeld, gebaseerd op een vereenvoudigde analyse van de processen. De totale radiantie gemeten door de sensor is de som van de radianties toe te schrijven aan de processen, geïllustreerd in fig. 1b, en voorgesteld door de vergelijking⁴ :

$$L_{\text{gem}} = L_0 + L_{\text{sunG}} + L_{\text{skyG}} + L_{\text{path rad}}$$

waarin :	L_{gem}	=	radiantie gemeten door de sensor
	L_0	=	radiantie uit het mariene milieu
	L_{sunG}	=	radiantie toe te schrijven aan de reflectie van de zonnestraling op het wateroppervlak
	L_{skyG}	=	radiantie door reflectie van diffuse hemelstraling op het wateroppervlak
	$L_{\text{path rad}}$	=	radiantie teruggediffundeerd door de atmosfeer in de richting van de sensor en toe te schrijven aan verstrooiing door molekulen en aerosolen

Het probleem wordt aldus opgedeeld in twee deelproblemen :

1. De correctie van de gegevens voor storende componenten van de radiantie die geen informatie over de kleur van het water bezitten (L_{sunG} , L_{skyG} , $L_{\text{path rad}}$);
2. Het opstellen van een model voor het diffusieproces in het mariene milieu met het oog op de bepaling van de concentratie van substanties aan de hand van de radiantie L_0 .

Deze punten zijn in afzonderlijke rapporten behandeld⁵ en er zal hier niet verder worden op ingegaan. Het volstaat met te stellen dat digitale multispektrale scanner-registraties van het zichtbare en infrarode spectrum in staat zijn informatie (kwantitatief en kwalitatief) van de zwevende sedimentconcentraties te leveren.

2.4. Besluit

Een digitale multispektrale vliegtuigscanner is uitstekend geschikt voor de bepaling van de ruimtelijke spreiding van het zwevend-sedimentgehalte. De metingen dienen echter zeer zorgvuldig te worden uitgevoerd en de bijhorende naverwerking vereist een ruime ervaring terzake. Er dient immers met verschillende bijkomende konsideraties rekening te worden gehouden.

⁴zie o.a. : Zibordi, G., Maracci, G. & Schlittenhardt, P., 1990. Ocean colour analysis in coastal waters by airborne sensors. *Int. J. Remote Sensing*, 11, p. 705-725.

⁵"Sedimentdynamica. Multispektrale vliegtuigscannerregistraties. Laagwater - Hoogwater", rapport van Eurosense aan de Administratie Waterinfrastructuur en Zeewezen, Dienst der Kusthavens, ref. KDN 91.001; "Bepaling van de concentratieprofielen van het zwevend sediment m.b.v. aëroteledetectische registraties in de nabijheid van de baggerstortvakken en de scheepvaartroutes naar Zeebrugge en Antwerpen", Deel 1 (Literatuurstudie en laboratoriummetingen)", rapport van Eurosense aan de Administratie Waterinfrastructuur en Zeewezen, Dienst der Kusthavens, ref. KDN 94.001

1. De meetvlucht dient zorgvuldig voorbereid te worden, met het oog op het voorkomen van oppervlaktereфлекties. Opnamen dienen bij helder en rustig weer te geschieden, zowel om de atmosferische diffusie en reflekties te minimaliseren, als om een zo stabiel mogelijke baan te garanderen aan het meetvliegtuig. Het is tevens noodzakelijk om, ter aanvulling en controle op de scannerregistraties, simultaan met de scanneropnamen registraties te verrichten met fotogrammetrische kamera's op kleur- en kleurinfraroodemulsie.
2. Gezien de veelheid van parameters, die de gemeten radiantie beïnvloeden, is het noodzakelijk om tegelijk met de scannerregistratie een bemonstering uit te voeren van het zeewater, op zo representatief mogelijke plaatsen. Gelet op de uitgestrektheid van het op te nemen gebied, dient deze bemonstering met snelle vaartuigen te geschieden. De te onderzoeken parameters (in casu het zwevend-sedimentgehalte) dienen te worden bepaald op de watermonsters.
3. Rekening houdend met de complexe invloeden op de radiantie van de bestanddelen in het zeewater, aan het interface met de atmosfeer, en in de atmosfeer zelf, dient, voor de kwantifikatie van de scannerregistraties, te worden geopteerd voor een theoretisch gefundeerde empirische benadering. Deze maakt essentieel gebruik van een (op te stellen) relatie tussen grondwaarden (bepaald op de watermonsters) en radiantiewaarden in de diverse spektrale banden.
4. Het is noodzakelijk om, voorafgaand aan de kwantificering van de scanner-registraties, panoramische, radiometrische en geometrische correcties van het scannerbeeld door te voeren.

Bij de uitvoering en uitwerking van de digitale multispektrale scannerregistraties die hierna worden beschreven, is met al deze noodzakelijke werkingsvoorwaarden terdege rekening gehouden.

3. Uitvoering en verwerking van de meetvluchten met de digitale multispektrale scanner

3.1. Hydro-meteo kondities

De aëroteledetektische meetvluchten voor registraties van de kustwateren met de digitale multispektrale scanner hadden plaats op 10 juli 1991. De gegevens betreffende het getij werden ontleend aan de Getijtafels en de hydro-meteorapporten en zijn samengebracht in tabel 3.1.

Meetpost	LW		HW		LW	
	tijdstip	hoogte	tijdstip	hoogte	tijdstip	hoogte
Oostende	6.46	0,31	12.31	4,34	19.15	0,32
Zeebrugge	6.55	0,45	12.52	4,32	19.24	0,46
Zeebrugge	7.00	0,48	13.00	4,23	19.25	0,40

Tabel 3.1. Hydro-meteo informatie op 10 juli 1991. Tijdstip in lokaal zomertijd.
Hoogte in m T.A.W. In kursief : waargenomen getijden.

Bij de scannermeetvluchten wordt steeds gevlogen van De Panne naar Cadzand, dus in de voortplantingsrichting van de tijgolf langsheen dit deel van de zuidelijke Noordzee. Gedurende de gehele dag bleef de significante golfhoogte op de Bol Van Heist (Wavec) beneden de 20 cm en de H1% beneden de 30 cm. Er is dus sprake van zeer kalm en zeer helder weer. De getijhoogten liggen boven de gemiddelde springtij-waarden, zodat van een meting onder springtij-omstandigheden kan gesproken worden.

3.2. Bemonstering van de bovenste waterlaag

Gelijktijdig met de digitale multispektrale scannervlucht werden watermonsters genomen van de bovenste waterlaag, met behulp van zowel het BEASAC-platform als speciaal uitgeruste snelle motorboten. Het BEASAC-platform voer telkens een traject van ca. 3 km ten noorden van Zeebrugge naar ca. 500 m ten westen van de havengeul te Oostende. De motorboten legden respectievelijk de volgende trajekten af :

motorboot 1: twee evenwijdige raaien parallel aan de kust tussen Zeebrugge en Cadzand, op ca. 2 en 4 km uit de kust.

motorboot 2 : een raai van de havengeul te Oostende naar een boei ca. 6 km ten noordwesten van de havengeul te Nieuwpoort.

Hierdoor werd een optimale verdeling bekomen van de sedimentmonsters in het Vlaamse kustwater. De ijking die op deze monsters gebaseerd is, is dus representatief voor het grootste, centrale deel van het opgenomen gebied doch minder van toepassing voor perifere zones zoals binnenwateren en havenwater.

3.2.1. Principe van de monsternamen

Voor het nemen van de watermonsters werd gebruik gemaakt van de pompmethode. In een voorafgaand laboratoriumonderzoek werden drie bemonsteringsmethoden met elkaar vergeleken⁶. Uit deze studie kwam de pompmethode naar voor als de meest betrouwbare en representatieve bemonsteringswijze.

Bij de bemonsteringsvlucht wordt de meetvis van het BEASAC-platform voorzien van een afzuigslang met terugslagklep. De motorboten zijn eveneens uitgerust met een dergelijke afzuigslang met terugslagklep. De diameter van de aanzuigmond, de diameter van de leiding en het vermogen van het bemonsteringspompje zijn zodanig gekozen dat een representatief watermonster wordt verkregen. De snelheid aan de zuigmond bedraagt ca. 40 cm/s, hetwelk een gemiddelde snelheid is voor de verwachte watersnelheden. In de leiding daarentegen heerst een gemiddelde watersnelheid van ca. 160 cm/s, en dit teneinde sedimentatie te voorkomen. De aanzuigmond bevindt zich op ca. 120 cm onder het wateroppervlak. Gezien de lengte van de leiding en de gemiddelde snelheid in de leidingen dient er een tiental sekonden te worden gewacht na het aanzetten van de pomp vooraleer een representatief monster kan worden verkregen. Bovendien werden op elke lokatie twee monsters genomen, teneinde een controle op de analyse toe te laten.

3.2.2. Analyse van de watermonsters

De waterstalen werden geanalyseerd door het Laboratorium voor Analytische en Agrochemie van de U.Gent. Het volledige staal van ongeveer 1 liter wordt nat gezeefd op 63 µm en vervolgens in vacuüm gefilterd op een glasvezelfilter met zeer fijne poriën (orde 0,1 µm), waarop alle vaste stof wordt vastgehouden. Het gehalte aan organische stof wordt bepaald door het gewichtsverlies bij verbranding van de vaste stof op 450 °C. Vier parameters, uitgedrukt in g/l, beschrijven het analyseresultaat : de totale concentratie vaste stof, de concentratie zand (minerale stof grover dan 63 µm), de

⁶"A comparative study of three methods for sediment transport measurements : the bottle sampler, the pump sampler, the XRB Van Dorn sampler" - R. Verhoeven, P. Verdonck, D. Fransaer, J. Van Rensbergen - Proceedings Workshop on Instrumentation for Hydraulics Laboratories, 16-18 August, 1989, p. 259

koncentratie slib (hier bepaald als de minerale stof fijner dan 63 μm) en de concentratie organisch materiaal (de hoeveelheid organische vaste stof).

3.3. *Uitvoering en verwerking van de digitale multispektrale vliegtuigscannerregistraties*

3.3.1. Vlieghoogte en grondresolutie

De meetvluchten vonden plaats op een vlieghoogte van ca. 5.000 m. Rekening houdend met de scannerparameters (openingshoek, aantal pixels per lijn, enz.) bereikt men hierdoor een grondresolutie in de dwarsrichting op de vliegrichting variërend van 10 m loodrecht onder het meetplatform tot 20 m aan de randen van het beeld. De resolutie werd voor de verwerking uniform op 15 m gebracht voor zowel de langs- als de dwarsrichting. Er werden ook simultane luchtfoto-opnamen op kleur- en kleurinfraroodemulsie uitgevoerd. Hiervoor werd gebruik gemaakt van groothoekobjectieven van 15 cm. Hierdoor is de opnamehoek vergelijkbaar met de scanhoek. Het gebruik van deze objectieven leidt tot een fotoschaal van ca. 1:32.500.

3.3.2. Pixelwaarden in de scannerkanalen

Volgens de methodologie, geschetst in par. 2.2, worden de scannerregistraties onderworpen aan een interactieve procedure van digitale beeldkorrekties (de zgn. panoramische, radiometrische en geometrische correcties). Aldus worden van de scanvluchten geometrisch korrekte digitale beelden bekomen, waaraan een schaal verbonden is. Voor ieder beeldpunt (pixel) is een intensiteitswaarde bekend in elk van de 12 gescande golflengtekanalen : de 10 kanalen van het zichtbaar licht en twee kanalen in het verre infrarood (zie tabel 2.1). Het zijn deze kanalen die de diverse emissies en reflecties van het zeewater het meest volledig bestrijken.

3.4. *Methodologie voor de kwantificering van het scannerbeeld*

De scannerregistraties kunnen niet zonder meer worden weergegeven in lijsten of kaarten : zij zijn moeilijk te interpreteren. Dankzij de hier beschreven methodiek, kunnen de geometrisch gekorrigeerde scannerregistraties worden verwerkt in een gekwantificeerd kaartbeeld, dat het sedimentgehalte voorstelt van de waterlaag 1 meter onder het wateroppervlak, dit is de slibkaart.

3.4.1. Onderlinge korrelatie van de scanner-registratiekanalen

In een eerste stap wordt de onderlinge korrelatie nagegaan van de verschillende registratiekanalen. Sommige kanalen reageren onderling in dezelfde mate op emissies of reflecties van het gescande object (in casu het zee-oppervlak), zodat deze kanalen in een multivariaatsanalyse niet mogen worden beschouwd als onafhankelijke variabelen. D.m.v. een korrelatie-analyse worden dergelijke samen-variërende variabelen opgespoord.

3.4.2. Berekening en interpretatie van een meervoudige regressie

De berekening van een meervoudige regressie brengt de bepaling van een aantal statistieken met zich mee, die moeten toelaten het bekomen verband te evalueren. Toch werd onderzocht of andere relaties niet een beter verband zouden kunnen opleveren. Zo werd b.v. een meervoudige regressie uitgevoerd op de logaritmen van de pixelwaarden. Dit verband was lichtjes minder significant dan dat met de lineaire pixelwaarden. Uit onderzoek⁷ blijkt dat men, voor het verband tussen de concentratie van het suspensiesediment en de spektrale reflektantie, best een log-lineaire relatie aanneemt voor de golflengtekanalen 1 tot 5 (kleinere golflengten) en een volledig lineaire relatie voor de grotere golflengten. Met de registraties uitgevoerd op 10 juli 1991 is echter te weinig informatie ter beschikking om zulk een gekombineerd verband uit te werken. Daarom werd de lineaire relatie aangehouden als het beste verband tussen de scannerregistraties en de sedimentconcentratie-waarden, en het is deze relatie die werd aangewend voor de kwantifikatie van het ganse scannerbeeld. Op basis van een korrelatie-analyse werden als drie "meest onafhankelijke" variabelen voor de meetvluchten de registraties in de kanalen 3 (blauwgroen), 7 (rood) en 11 (infrarood) geselecteerd.

3.5. Voorstellingswijze

Van de digitale multispektrale vliegtuigscannerregistraties, panoramisch, radiometrisch en geometrisch gecorrigeerd, en gekwantificeerd met behulp van de in par. 3.4 beschreven relatie tussen pixelwaarden en slibconcentratie, werden gekleurde kaarten geproduceerd.

De slibkaarten zijn de synthese van de registraties van de scanvluchten. Zij bieden een gekwantificeerd kaartbeeld, op een vaste kaartschaal, van het slibgehalte in het zeewater, op het ogenblik van de registratie.

De slibkaarten worden gebracht in twee kaartbladen per scanvlucht. De kaartstroken op de bladen overlappen elkaar een paar kilometer, zodat de aflezing en interpretatie niet belemmerd wordt door de randen van de uitsneden. De kaartschaal is 1/32.500 en is hierdoor identiek aan de fotoschaal. Voor de weergave van het landgedeelte in grijs tinten werd trouwens gebruik gemaakt van de simultane registraties op kleuremulsie. Bovendien werden in de marge de namen van de kustplaatsen aangeduid. De slibconcentraties worden voorgesteld d.m.v. een kleurenschaal. De klasse-indeling van deze legende werd zodanig uitgekozen, dat een maximale hoeveelheid aan ruimtelijke informatie behouden blijft na de indeling in klassen. Aldus werd geopteerd voor de klasse-indeling met een klassebreedte van 5 mg/l. In figuur 2 worden gekombineerde uittreksels uit de slibkaarten voor de vijf verschillende tijdstippen boven elkaar voorgesteld op een verkleinde schaal. Aldus is voor een groot gedeelte van de Vlaamse kust (van Nieuwpoort tot Knokke) onmiddellijk duidelijk hoe de sedimentconcentraties verschillen al naar gelang van het tijdstip in het getij.

4. Berekening van overgangstoestanden tussen de uitgevoerde sedimentopnamen

De volledige rekenmethode bestaat uit twee delen. In een eerste fase worden de exakte watersnelheden en getijhoogten voor de gehele Belgische kust uitgerekend. In een

⁷ zie o.a. Chen, Z., Hanson, J.D. & Curran, P.J., 1991, "The form of the relationship between suspended sediment concentration and spectral reflectance : its implications for the use of Daedalus 1268 data", *Int. J. Remote Sensing*, 12, p. 215-222.

tweede fase wordt de variatie van de zwevend-sedimentconcentraties in dit gebied berekend over de gehele getijcyclus.

4.1. Fijnmazig tweedimensioneel getijmodel

Voor de eerste fase werd (door het Laboratorium voor Hydraulica, K.U.Leuven) een fijnmazig tweedimensioneel getijdemodel opgesteld voor de Belgische kust. Dit fijnmazig (75 m x 75 m) tweedimensioneel model is een verderzetting van het aan de K.U.Leuven ontwikkelde Continental Shelf Model (CSM) model met een grid-size van 24 km x 24 km. Dit oorspronkelijke CSM model levert de input voor een 300 m x 300 m grid. Dit model levert op zijn beurt de inputgegevens voor de grensvoorwaarden aan de open-zeezijde van het fijnmazig model. Het gehele gekoppelde model (75 m x 75 m en 300 m x 300 m) is dan gekalibreerd aan de hand van getijgegevens van de Belgische meetpalen en maregrafen, en getij-informatie van Cadzand en Vlissingen (NL). Het fijnmazig model kan niet los van het 300 m x 300 m berekend worden. Beide vormen één geïntegreerd model. Teneinde het geheel toch nog rekenbaar te houden is gekozen voor een FADI (Falsified Alternating Direction Implicit)-implementatie. Hierdoor worden de continuïteitsvergelijking en telkens één van de twee momentvergelijkingen alternerend opgelost. Op die manier bekomt men een grote efficiëntie in rekentijd en geheugengebruik. Ondanks zijn impliciet karakter zijn de aldus bekomen stelsels niet onvoorwaardelijk stabiel. Het stabiliteitscriterium legt echter geen al te grote

voorwaarden op aan de te kiezen tijdstap : $\Delta t < \frac{1}{\sqrt{gH_{\max}}} \frac{1}{\sqrt{\left(\frac{1}{\Delta x^2} + \frac{1}{\Delta y^2}\right)}}$

Aldus worden de continuïteitsvergelijking (1) en de ondiep-watervergelijkingen (2, 3) gegeven door :

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial(Hu)}{\partial x} + \frac{\partial(Hv)}{\partial y} = 0 \quad (1)$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} - fv = -g \frac{\partial \zeta}{\partial x} - \frac{1}{\rho} \frac{\partial P_a}{\partial x} - \frac{\tau_{bx} - \tau_{sx}}{\rho H} + \frac{\partial}{\partial x} \left(A_h \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(A_h \frac{\partial u}{\partial y} \right) \quad (2)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + fu = -g \frac{\partial \zeta}{\partial y} - \frac{1}{\rho} \frac{\partial P_a}{\partial y} - \frac{\tau_{by} - \tau_{sy}}{\rho H} + \frac{\partial}{\partial x} \left(A_h \frac{\partial v}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(A_h \frac{\partial v}{\partial y} \right) \quad (3)$$

met hierin	x, y	= de koördinaatrichtingen
richting	u, v	= de dieptegemiddelde snelheidscomponenten in de x, y-richting
	t	= de tijd
	H	= de totale waterdiepte
	ζ	= de waterhoogte t.o.v. het gemiddeld zeepeil
	ρ	= de densiteit
	f	= de Coriolisparameter
	P_a	= de atmosferische druk
	g	= de valversnelling
	A_h	= de dieptegemiddelde kinematische wervelviscositeit
	τ_b	= de bodemschuifspanning
	τ_s	= de oppervlakteschuifspanning

De verdere implementatie van dit rekenmodel is beschreven in Yu⁸.

De noodzakelijke bathymetrische inputgegevens werden door Eurosense verschaft op het grid van 75 m x 75 m na verwerking van de meest recente minuutbladen van de opnamen van de Hydrografische Dienst te Oostende en van het meetplatform BEASAC[®]. De ijking van het getijmodel gebeurde aan de hand van getijgegevens ter beschikking gesteld door de Dienst der Kusthavens te Oostende en afkomstig van het meetnet "Vlaamse Banken" evenals van enkele door de Dienst Getijdewateren van Rijkswaterstaat beheerde maregrafen nabij de Scheldemonding. De bekomen snelheidswaarden werden geverifieerd aan de hand van door Eurosense verzamelde snelheidsmetingen in de kustzone.

Na kalibratie en verifikatie werd het model uiteindelijk gebruikt om de volledige getijcyclus op 10 juli 1991 door te rekenen. In figuur 3 vindt men enkele voorbeelden van het snelheidsveld rond de havenmond te Zeebrugge in functie van het getij.

4.2. Variatie van de zwevend-sedimentconcentratie over het getij

Zodra de exakte getijhoogten en watersnelheden berekend zijn voor het gehele gebied waarin de zwevend-sedimentconcentraties gekend zijn, kan de tweede fase aanvangen. In deze fase worden eerst de met behulp van de digitale multispektrale vliegtuigscanner gemeten sedimentconcentraties op de vijf tijdstippen verplaatst, rekening houdend met de berekende watersnelheden, totdat men de tijd bereikt waarop de volgende gemeten sedimentconcentraties beschikbaar zijn. Aldus bekomt men vijf nieuwe toestanden, die merklijk verschillen van de gemeten concentraties. De verschillen zijn toe te schrijven aan sediment dat in de tussenliggende periode (b.v. 1.30 h) in suspensie is gebracht of is uitgezonken. Voor deze toepassing, waarin men geïnteresseerd is in het totale sedimenttransport langsheen de Belgische kust over een getijcyclus, is geen geëlaboreerd model van suspensie of sedimentatie geïmplementeerd (althoewel dit volkomen mogelijk is) doch zijn eenvoudig de volgende aannamen gebruikt :

- sediment wordt in suspensie gebracht recht evenredig met de watersnelheid bij toenemende snelheid;
- sediment bezinkt omgekeerd evenredig met de watersnelheid bij afnemende snelheid;
- de hoeveelheid sediment die in suspensie wordt gebracht of uit de waterkolom sedimenteert is afhankelijk van het verschil in sedimentconcentratie tussen twee opeenvolgende registraties.

Deze aannamen garanderen een goede benadering van de werkelijk optredende zwevend-sedimentconcentraties over de volledige getijcyclus zonder evenwel (behalve op de exakte ogenblikken van de meettijdstippen) de juiste momentane zwevend-sedimentconcentraties te kunnen verstrekken.

Aldus kunnen nu, aangezien de verschillen tussen de gemeten en de berekende zwevende-sedimentconcentraties gekend zijn, de benaderde zwevende-sedimentconcentraties op elk ogenblik worden uitgerekend. Als tijdstap voor de berekening van de zwevende-sedimentconcentraties is 10 minuten aangenomen. Dit wil zeggen dat thans de zwevende-sedimentconcentraties over een volledige getijcyclus benaderend gekend zijn.

⁸Chia-Shun Yu, Modelling shelf sea dynamics and estuarine circulations, Proefschrift voorgedragen tot het behalen van het doctoraat in de toegepaste wetenschappen, K.U. Leuven oktober 1993.

5. Resultaten

Een weergave van de 5 geproduceerde slibkaarten vindt men in figuur 2. Hoewel op een verkleinde schaal vindt men de voornaamste kenmerken van de ruimtelijke verdeling van het zwevend sediment erop terug.

De ruimtelijke verscheidenheid aan sedimentconcentraties op ieder gegeven tijdstip is opvallend groot. Hierop werd reeds uitgebreid ingegaan in het rapport aan de Dienst der Kusthavens "Sedimentdynamica. Multispektrale digitale vliegtuigscannerregistraties. Laagwater en Hoogwater" (ref. KDN 91.001). Een van de opvallendste kenmerken is de aanwezigheid van een zone met relatief hoge slibconcentratie in het gebied tussen Oostende en Zeebrugge. Deze zone staat bekend als het "turbiditeitsmaximum" langs de Vlaamse kust. Ook hierover werd vroeger reeds gerapporteerd.

De sekwentie van 5 scannerregistraties toont thans duidelijk de variatie van de zwevend-sedimentconcentraties over het getij. Ook in deze dimensie, de tijd, blijkt de variatie groot (zie figuur 2).

In dit verband is het interessant het gedrag van het turbiditeitsmaximum te bekijken. In een eerste opname (8.30 u) ligt het maximum ter hoogte van Bredene - De Haan op drie tot vijf kilometer uit de kust. Om 10.00 u is de concentratie in het turbiditeitsmaximum aanzienlijk afgenomen en ligt een restant van het maximum ter hoogte van De Haan op ca. drie kilometer uit de kust. Om 13.00 u, bij hoogwater, is de concentratie weer maximaal, zelfs groter dan bij laagwater, en ligt het maximum in een uitgestrekte zone tegen de kust "aangeplakt" tussen Oostende en Zeebrugge. Anderhalf uur later blijft er vrijwel niets meer van deze suspensiewolk over en kan men slechts een restant vermoeden dicht onder de kust ter hoogte van Blankenberge. Om 17.00 u, bij aanzettende eb-stroom, heeft zich een nieuw maximum gevormd tussen Wenduine en Blankenberge, ditmaal op 5 à 6 km uit de kust.

Opmerkelijk in deze laatste opname zijn ook de "slibpluimen" die afkomstig zijn uit de havenmonden van Nieuwpoort, Oostende en Zeebrugge. Hieronder wordt nader ingegaan op deze pluimen.

Over het algemeen gelden nochtans vrij lage concentraties op de dag van opname (10 juli 1991) in het oppervlaktewater (zie legende; concentraties boven 0,05 g/l zijn zeldzaam). Dit feit hangt samen met de uitzonderlijk kalme opname-omstandigheden, en de variatie die over de opeenvolgende opnamen vast te stellen is, mag dan ook uitsluitend toegeschreven worden aan de variatie als gevolg van het getij.

Door op deze geijkte scannerregistraties de hierboven beschreven methode van modellering toe te passen en de tussenliggende toestanden te berekenen, komen een veelheid aan gegevens beschikbaar en kunnen hier enkel "samenvattende" resultaten gegeven worden. Daarom worden hier de volgende situaties beschreven :

- de zwevende-sedimentconcentraties rond de uitbouw van de haven van Zeebrugge;
- de invloed van het spuien van de IJzer;
- het gebied van het turbiditeitsmaximum tussen Oostende en Zeebrugge;
- het totale zwevend-sedimenttransport op enkele representatieve dwarsraaien langs de kust.

Vooraf werden, ter controle van de gebruikte methodiek, vergelijkingen uitgevoerd tussen de thans bekomen resultaten en eerder langs de Vlaamse Oostkust verrichte sedimentmetingen. De resultaten van de metingen van de zwevende-sedimentconcentraties kunnen gevonden worden in eerder aan het Bestuur overhandigde rapporten, o.m. in het kader van de evaluatiestudie "Stabilisatie van het onderwaterstrand d.m.v. verticale kunststofdoeken".

Uit de vergelijkingen bleek een grootteordeverschil in de zwevend-sedimentconcentratie nabij de oppervlakte tussen enerzijds de zomerperiode en anderzijds de winterperiode. Bij gelijkaardige weers- en getij-omstandigheden kan het slibgehalte aan de oppervlakte bij metingen in de winter 5 tot 10 maal groter zijn dan in de zomer.

Eerder werden reeds scannerregistraties verricht in het voorjaar (1989) en het najaar (1987) waarbij eveneens hogere sedimentgehalten werden aangetroffen dan in de zomer (1991). Uit deze vaststellingen volgt dus dat de op 10 juli 1991 gemeten en berekende concentraties aanleiding geven tot vrij lage gesommeerde suspensiesedimentmassa's en transportwaarden.

De variatie van het zwevend-sedimentgehalte over de getijcyclus sluit goed aan bij de eerder gemeten variatie. Hoge concentraties verschijnen tweemaal in de getijcyclus, nl. kort voor hoogwater en kort voor laagwater. In het kustnabij water zijn de concentraties bij hoogwater over het algemeen iets hoger dan bij laagwater. Bij de kenteringen blijkt er vrijwel niets van het sediment nog in suspensie te zijn. Deze vaststelling werd ook al herhaalde malen gedaan bij metingen aan de Oostkust. Blijkbaar werken processen van flokkulatie en sedimentatie snel genoeg opdat het fijnkorrelige suspensiesediment tijdens de enkele uren durende kenteringen kan bezinken, althans uit de oppervlaktenabije waterlaag.

5.1. Zeebrugge

Figuur 4 toont de evolutie van het zwevend-sedimenttransport ter hoogte van de uitbouw van de haven van Zeebrugge. Op de opeenvolgende beelden is duidelijk het transport langsheen de havendammen te zien. In het eerste deel van de vloedfase wordt sediment in suspensie gebracht, voornamelijk ten westen van de haven. Aangezien het water dan ook de voorhaven binnenstroomt, wordt een hoeveelheid suspensiesediment binnengevoerd. Bij dalend waterpeil loopt het water weer de haven uit, maar dan is al een flink deel van het binnengevoerde suspensiesediment bezonken. Tevens bemerkt men bij laagwater de karakteristieke sedimentpluim, waarvan de vorm bepaald wordt door het loslaten van de getijdestroming ten westen van de koppen van de havendammen.

5.2. IJzermonding

Een ander voorbeeld wordt gegeven door de monding van de IJzer. Het water van de IJzer kan slechts bij lagere zeewaterstand in de Noordzee worden gespuid. Hiertoe wordt het debiet van de IJzer door het sluizencomplex te Nieuwpoort gecontroleerd. Het gedrag van het IJzerwater in de Noordzee blijkt duidelijk uit de figuur 5. Voor het grootste deel van hoogwater is er geen invloed van de IJzer zichtbaar, doch eens voorbij de kentering herkent men duidelijk de sedimentpluim, geassocieerd aan een riviermonding. De dubbele ruimtelijke structuur van de sedimentpluim, die b.v. goed weergegeven is in het beeld van 17.00 u, laat zich door de geboden sekwentie nu gemakkelijk verklaren. Een eerste lozingsfase van de rivier begint immers al tijdens het einde van de vloedfase, waarbij het water na hoogwater daalt. De stroming is nog naar het noordoosten, zodat het relatief slibrijke rivierwater een paar kilometer naar het noordoosten wordt verplaatst en uitgespreid. Bij de kentering zakt een gedeelte van de suspensie naar de bodem, zodat de concentratie aan de oppervlakte vermindert. In de volgende getijfase daalt het zeewater verder maar staat er ebstroming. Het nog steeds uitstromende IJzerwater wordt nu in een tweede pluim richting Frankrijk meegevoerd. Door de stroming wordt snel uitzinken verhinderd en blijft de sedimentconcentratie relatief hoog. De oudere sedimentpluim met verminderde suspensiekoncentratie bevindt zich nu als een kap omheen de jonge pluim en wordt thans op een tweetal kilometer uit de kust eveneens westwaarts verplaatst. De dubbele structuur is ontstaan. Een gelijkaardige structuur wordt aangetroffen ter hoogte van de haven van Oostende. Ook bij Zeebrugge wordt de karakteristieke dubbele sedimentpluim weergevonden, maar deze ontstaat op een inverse wijze. Hier wordt namelijk slibarm water uit de

haven gemengd met slibrijker Noordzeewater, waardoor bij laagwater een paar pluimvormige klaar-watervormen ten westen van de havenmond aanwezig zijn in slibrijker water.

De invloed van de sedimentpluimen bij laagwater strekt zich 3 tot 5 km westwaarts uit van de havenmonding. Doordat op het einde van de eb fase de stroming opnieuw kustwaarts gericht is kunnen restanten van de slibpluim het strand bereiken. In het geval van de IJzer merkt men dit duidelijk voor de stranden van Oostduinkerke. Dit fenomeen geeft o.a. aanleiding tot het probleem van de kwaliteit van het zeewater ter plaatse, vooral in zomermaanden.

Tevens vindt men de invloed van de strandhoofden op de nabij gelegen stranden van Lombardsijde terug als lokale turbiditeitsmaxima, en dit over een zeer groot gedeelte van de getijcyclus.

5.3. *Het turbiditeitsmaximum tussen Oostende en Zeebrugge*

Zoals gekend bevindt er zich een turbiditeitsmaximum tussen Oostende en Zeebrugge. Uit figuur 2 blijkt dat per getij (dus tweemaal daags) deze gehele sedimentmassa in suspensie wordt gebracht, zich oostwaarts verplaatst, uitzinkt, opnieuw in suspensie wordt gebracht, westwaarts verplaatst en weer bezinkt. Bij laagwater bevindt het turbiditeitsmaximum zich verder uit de kust dan bij hoogwater.

Uit de resultaten is af te leiden dat er zich gedurende de getijcyclus op 10 juli 1991 een hoeveelheid slib van 134.000 ton in suspensie bevond. Gegeven de grootte van het gebied (ca. 158 km²) beduidt dit dat, indien men voor het slib een massadichtheid veronderstelt van 1.200 kg/m³, de bovenste sliblaag van ca. 5 mm zich continu beweegt, niet alleen over de zeebodem doch over afstanden tot 7 km.

5.4. *Het totale zwevend-sedimenttransport op enkele representatieve dwarsraaien langs de kust*

Met de beschikbare gegevens werd het totale sedimenttransport berekend doorheen de volgende dwarsraaien op de kust :

- raai 1 : ter hoogte van de IJzermonding;
- raai 2 : ter hoogte van de haven van Oostende;
- raai 3 : ter hoogte van het knikpunt in de kustlijn bij Wenduine;
- raai 4 : ter hoogte van de Westdam van Zeebrugge;
- raai 5 : ter hoogte van de Oostdam van Zeebrugge;
- raai 6 : ter hoogte van Knokke;
- raai 7 : ter hoogte van het Zwin.

De transportmassa's werden apart berekend voor de vloed- en de eb fase. Hierbij werden de door gekombineerd gebruik van de digitale multispektrale vliegtuigscannerregistraties en het mathematisch stroommodel gemeten en berekende dieptegemiddelde stroomsnelheden en zwevend-sedimentconcentraties continu verondersteld over de diepte. Men kan aannemen dat de werkelijke transportwaarden door deze manier van werken goed worden benaderd, doch lichtjes onderschat zijn. Bovendien gelden de resultaten voor rustige zomeromstandigheden, en zouden heel wat hogere waarden worden bekomen voor andere registraties bij ruw weer of in de winterperiode.

De resultaten zijn voorgesteld in figuur 6. Hierin werd de invloed van de raailengte weggewerkt door de totale transportmassa's te delen door de raailengte; aldus kunnen de transportintensiteiten voor de verschillende raaien worden vergeleken.

Gaande van west naar oost blijkt het transport in intensiteit toe te nemen in de richting van Zeebrugge. Ter hoogte van Nieuwpoort, Oostende en Wenduine is er een resulterend oostwaarts transport; ter hoogte van de Westdam van Zeebrugge resulterend

westwaarts transport. Deze transportwaarden zijn het gevolg van het "ter plaatse blijven" van het turbiditeitsmaximum tussen Oostende en Zeebrugge. Nadert men langs de Oostkust de Scheldemonding, dan merkt men een toenemend vloedoverschot in het transport.

6. Bespreking en aanzet tot verder onderzoek

Uit de hierboven beschreven sekwenties spreekt de grote kracht van onderhavige meet- en rekenmethodiek. Het is immers mogelijk, wanneer voor een bepaald gebied de zwevende-sedimentconcentraties in functie van het getij (of golven) gekend zijn, om simulaties uit te voeren met nieuwe te plannen infrastructuur (strekdammen, haven-uitbouw, geulverdiepingen) of om bestaande infrastructuur aan te passen zodat bv. het onderhoudsbaggerwerk voor havengeulen merkelijk vermindert.

Immers, de mate van detaillering (in het geval van onderhavige studie : 15 m gridgrootte voor de sedimentconcentraties en 75 m gridgrootte voor de snelheids-, diepte- en getij-informatie) laten het gebruik van deze methode toe als modellering voor grootheden zoals zwevende-sedimentconcentraties, erosie- en sedimentatiezones, die in een fysisch model niet of zeer moeilijk modelleerbaar zijn en die in een mathematisch model tot op heden ook nog geen afdoende resultaten hebben opgeleverd. Indien immers de sedimentconcentraties in een bepaald gebied gekend zijn, en een voldoende nauwkeurig mathematisch getij- of golfmodel is opgebouwd (wat met de huidige stand kennis zeker mogelijk is), dan leidt de combinatie van beide tot simuleringmogelijkheden die tot op heden nog niet zijn aangewend. Wij menen dan ook dat het simultaan gebruik van gemeten zwevende-sedimentconcentraties over een uitgestrekt gebied (hetwelk uitsluitend met vliegtuigscannerregistraties mogelijk is) en nauwkeurige mathematische modellering van golven en getij nieuwe mogelijkheden inhoudt voor de ingenieur en het studiebureau belast met het ontwerp of de aanpassing van nieuwe of bestaande mariene infrastructuurwerken.

De hier ontwikkelde methode is duidelijk innoverend en veelbelovend, zoals blijkt uit vergelijkingen met ter plaatse kontinu uitgevoerde metingen en uit de beschreven case-studies. De methode kan echter nog verder worden uitgebreid. Niet alleen is het mogelijk om de zwevende-sedimentconcentraties te kennen onder normale getij-omstandigheden, doch tevens is het mogelijk om stormkondities te modelleren. Uit metingen uitgevoerd in stormomstandigheden blijkt duidelijk dat de aanwezige patronen in de zwevende-sedimentconcentraties over een normale getijcyclus van dood-, normaal en springtij aanwezig blijven. Enkel is de magnitude van de waargenomen concentraties sterk toegenomen, en dit voornamelijk door de golfwerking. Nieuwe metingen en mathematische modelleringen moeten echter toelaten om deze toenames te karakteriseren als functie van golfhoogte, golfperiode, waterdiepte, enz., om de hier geschetste methodiek uit te breiden voor alle kondities.

7. Besluit

Op 10 juli 1991 zijn op vijf verschillende tijdstippen in de M2-getijcyclus metingen van de zwevende-sedimentconcentraties over de gehele Vlaamse kust (in een zone van ca. 70 km x 7 km) uitgevoerd door middel van vliegtuigscannerregistraties. Tevens is een fijnmazig mathematisch model ontwikkeld van hetzelfde gebied voor de berekening van de getijhoogten en -stromingen. De combinatie van beide laat toe om over een zeer nauwkeurig en gediversifieerd model te beschikken om voorspellingen en metingen uit te voeren met betrekking tot het zwevend sediment langsheen de Vlaamse kust.

De bekomen resultaten werden geverifieerd aan de hand van ter plaatse uitgevoerde metingen van zwevende-sedimentconcentraties, en de kracht van de resultaten werd geïllustreerd aan de hand van enkele case-studies. Verder onderzoek is echter nodig, o.a. naar de toepasbaarheid van deze methodiek onder storm- en golfkondities. Dan wordt dit model universeel inzetbaar voor modellering en simulatie ten behoeve van het ontwerp en modifikatie van mariene infrastructuur- of baggerwerken.

Dankwoord

Tot slot past het om het Laboratorium voor Hydraulica van de KU Leuven (Prof. dr. ir. J. Berlamont) en vooral dr. ir. C.S. Yu te bedanken voor de zeer goede samenwerking en inleving in dit projekt, evenals de Hydrografische Dienst van de Dienst der Kusthavens (Oostende) voor het bereidwillig ter beschikking stellen van het noodzakelijke kaartmateriaal en de Dienst der Kusthavens voor de volgehouden steun bij de verwezenlijking van deze geavanceerde meet- en rekenmethodiek.

Tekst bij de figuren

Fig. 1a. Principeschets van de werking van de digitale multispektrale vliegtuigscanner.

Fig. 1b. Bijdragen aan de straling, opgemeten door een vliegtuigscanner boven de zee.

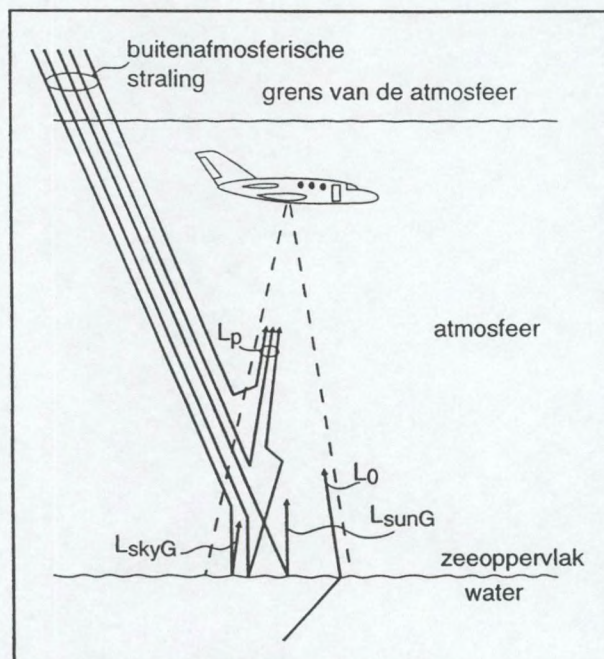
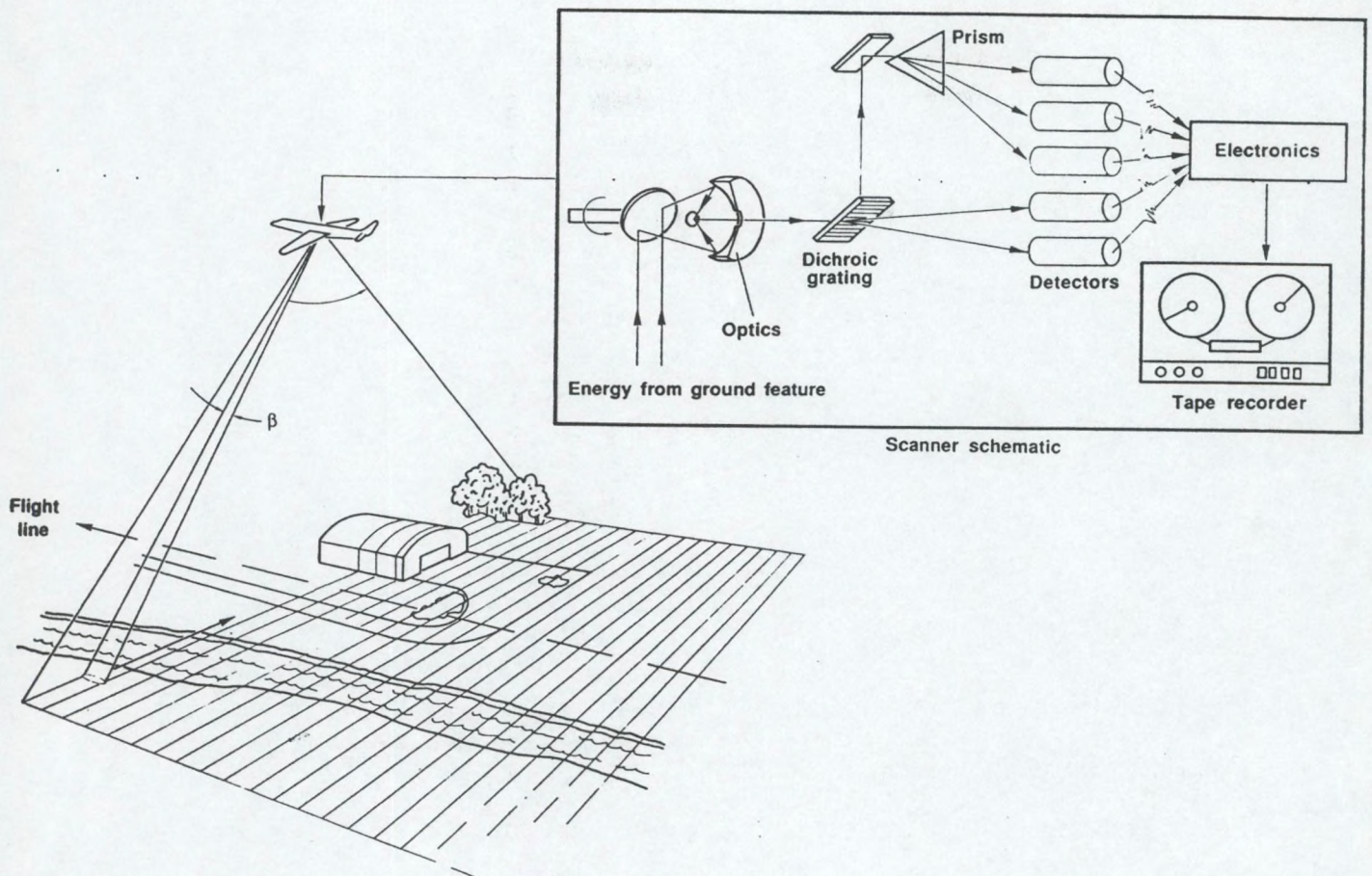
Fig. 2. Variatie van de zwevende-sedimentconcentratie in funktie van het getij.

Fig. 3. Berekende stroomsnelheden rond de havenmond van Zeebrugge.

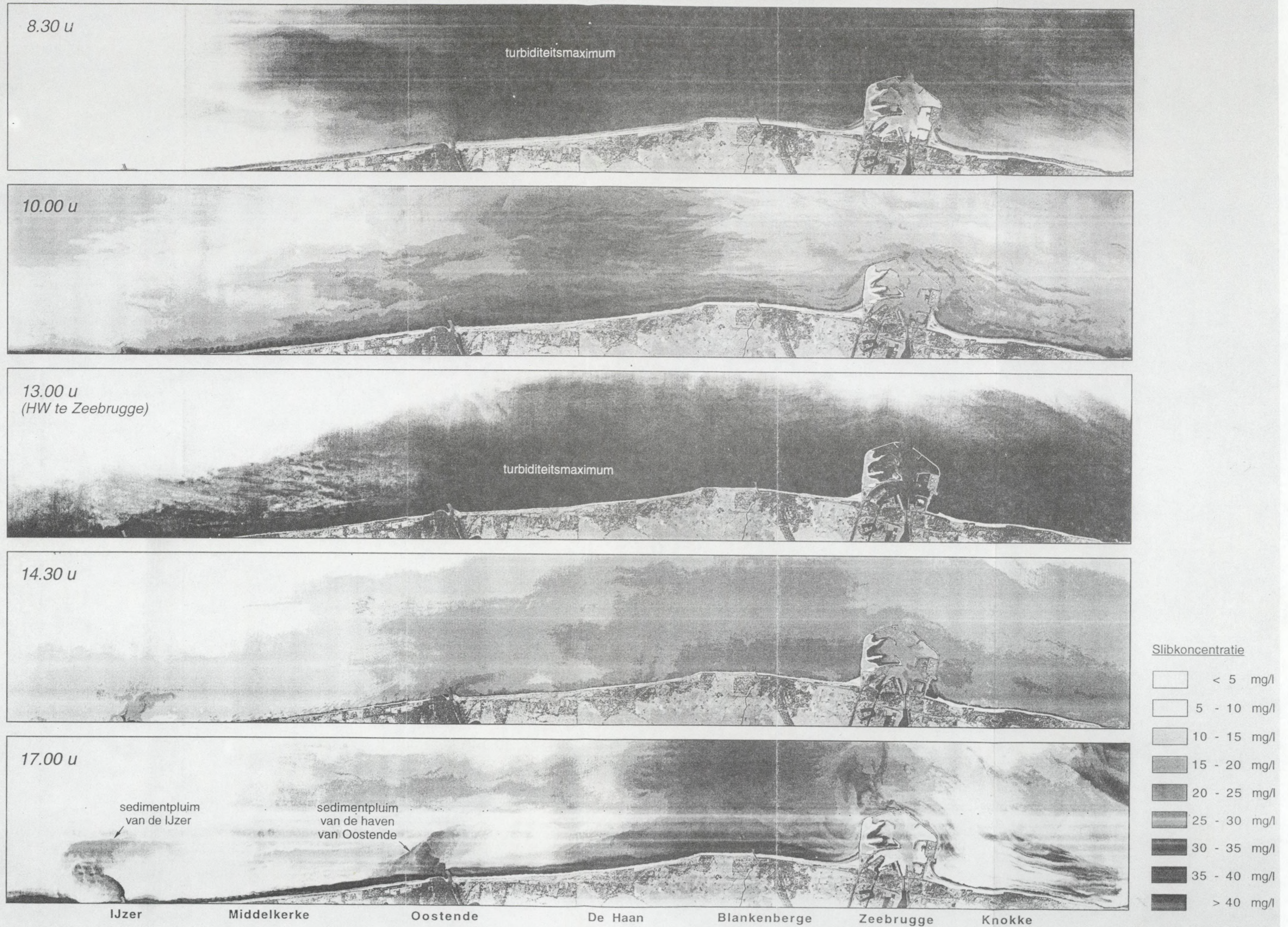
Fig. 4. Zeebrugge : gemeten en berekende suspensiekoncentraties.

Fig. 5. IJzermonding : gemeten en berekende suspensiekoncentraties.

Fig. 6. Zwevend-sedimenttransport doorheen enkele representatieve raaien.



Variatie van de zwevende-sedimentconcentratie in functie van het getij
Digitale multispektrale vliegtuigscannerregistraties uitgevoerd op 10 juli 1991

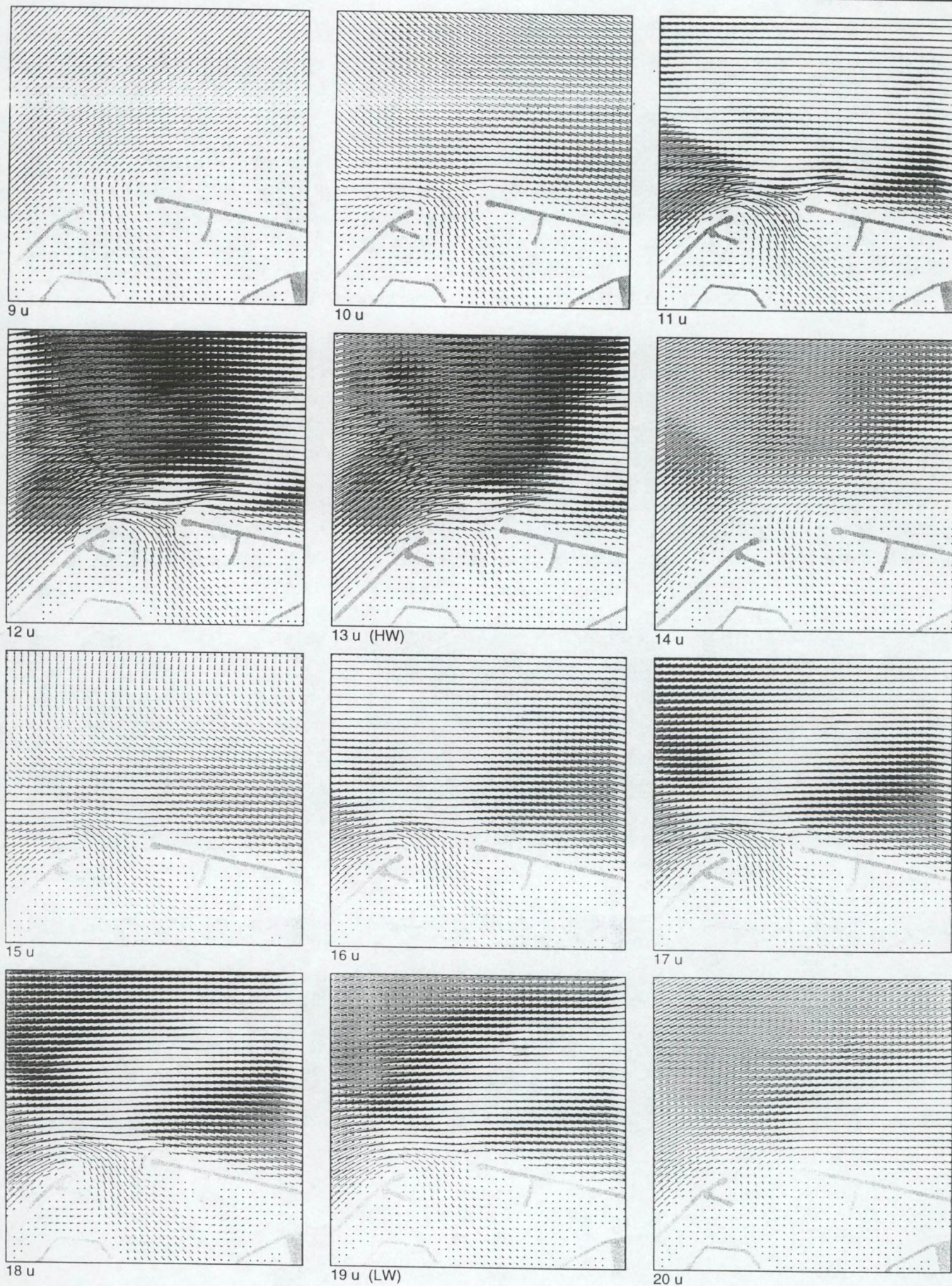


Schaal : ca. 1/175.000

Fig. 2

Berekende stroomsnelheden rond de havenmond van Zeebrugge

Stroomsnelheden berekend voor 10 juli 1991, uren in lokale zomertijd.
Roosterpuntafstand : 75 m



0,5 m/s



Fig. 3

Zeebrugge : gemeten en berekende suspensiekoncentraties

Digitale multispektrale vliegtuigscannerregistraties op 10 juli 1991

Schaal : ca. 1/170.000



8.30 u (HW - 4.30 u) Gemeten



9.00 u Berekend



9.30 u Berekend



10.00 u Gemeten



10.30 u Berekend



11.00 u Berekend



11.30 u Berekend



12.00 u Berekend



13.00 u (HW) Gemeten



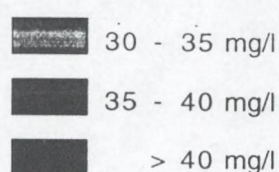
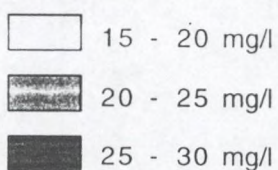
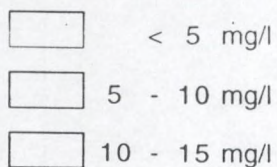
13.30 u Berekend



14.00 u Berekend



14.30 u Gemeten

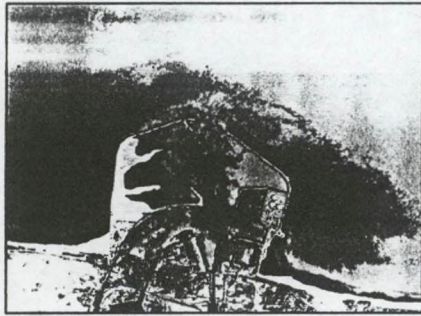


Legende slibconcentraties

Zeebrugge : gemeten en berekende suspensiekonzentraties

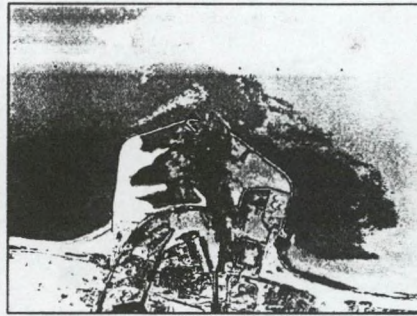
Digitale multispektrale vliegtuigscannerregistraties op 10 juli 1991

Schaal : ca. 1/170.000



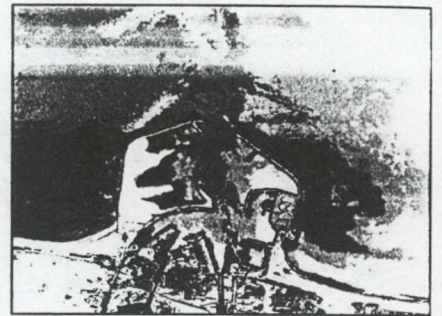
15.00 u

Berekend



15.30 u

Berekend



16.00 u

Berekend



16.30 u

Berekend



17.00 u

Gemeten



17.30 u

Berekend



18.00 u

Berekend



18.30 u

Berekend



19.00 u

Berekend



19.30 u

Berekend

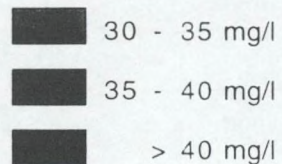
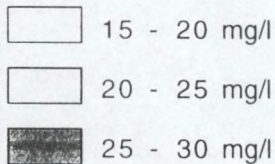
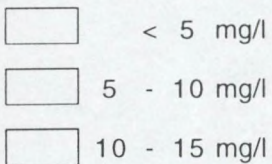


20.00 u

Berekend



20.30 u (HW + 8.30 u) Berekend

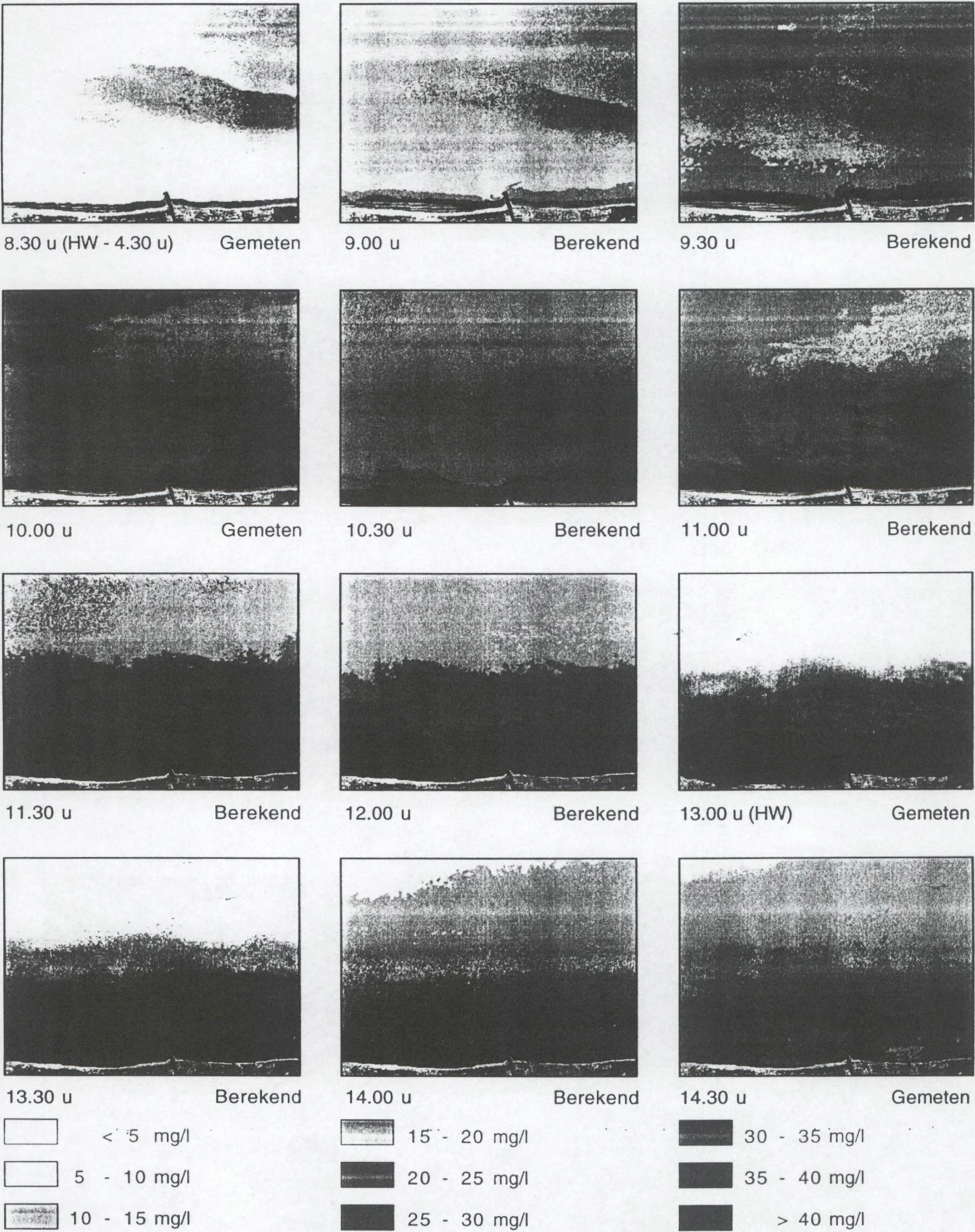


Legende slibconcentraties

IJzermonding : gemeten en berekende suspensiekonzentraties

Digitale multispektrale vliegtuigscannerregistraties op 10 juli 1991

Schaal : ca. 1/180.000



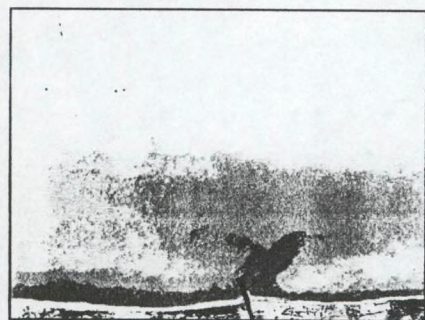
Legende slibkonzentraties

Fig. 5a

IJzermonding : gemeten en berekende suspensiekoncentraties

Digitale multispektrale vliegtuigscannerregistraties op 10 juli 1991

Schaal : ca. 1/180.000



15.00 u

Berekend



15.30 u

Berekend



16.00 u

Berekend



16.30 u

Berekend



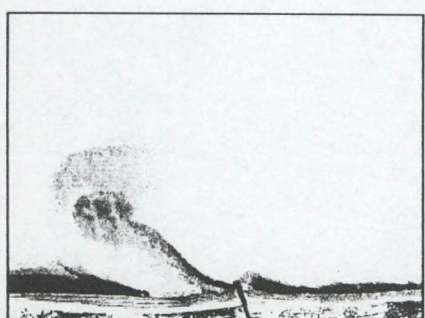
17.00 u

Gemeten



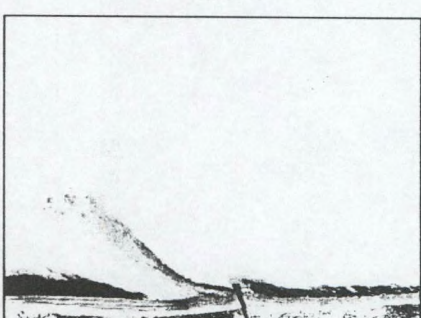
17.30 u

Berekend



18.00 u

Berekend



18.30 u

Berekend



19.00 u

Berekend



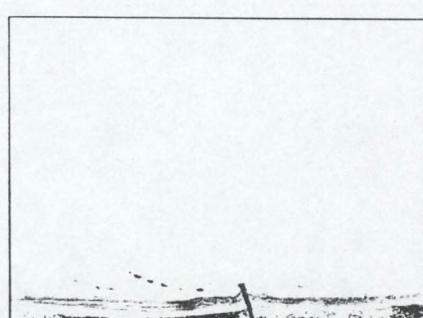
19.30 u

Berekend

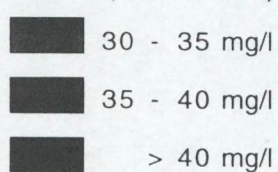
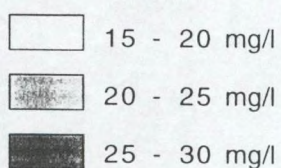
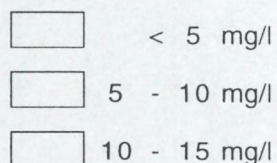


20.00 u

Berekend



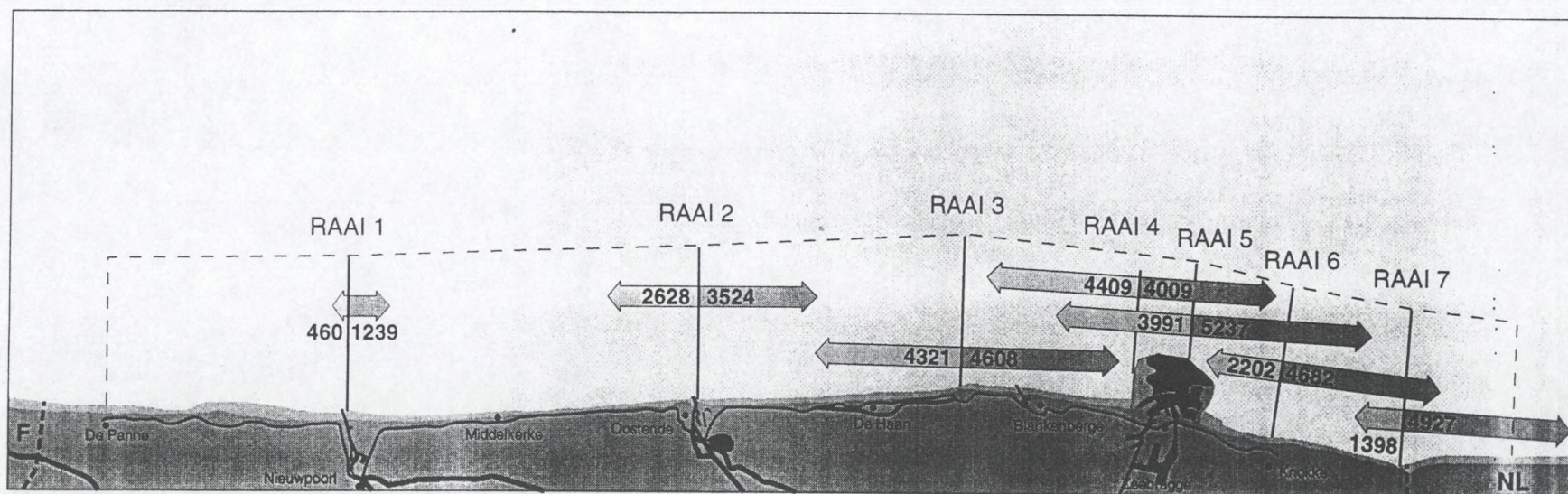
20.30 u (HW + 8.30 u) Berekend


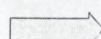


Legende slibconcentraties

Metingen uitgevoerd met de digitale multispektrale vliegtuigscanner op 10 juli 1991.
(hoogwater te Zeebrugge om 13.00 u lokale tijd)

Schaal 1/300.000



-  Sedimenttransport geïntegreerd over de vloedfase
-  Sedimenttransport geïntegreerd over de ebphase
- 586 Sedimenttransport over de halve getijcyclus, in kg/m raailengte



ZWEVEND-SEDIMENTTRANSPORT DOORHEEN ENKELE REPRESENTATIEVE DWARSRAAIEN

Fig. 6

Mathematische modellering van sedimenttransport aan de Belgische kust: eerste resultaten

Dries Van den Eynde
Ministerie van Volksgezondheid en Leefmilieu
Instituut voor Hygiëne en Epidemiologie
Beheerseenheid Mathematisch Model Noordzee (B.M.M.)
Gulledelle 100, B-1200 Brussel

25569

1 Inleiding

De aanslibbing van de Belgische zeehavens (Zeebrugge, Oostende, Nieuwpoort, Blankenberge) en van de vaargeulen naarheen deze zeehavens (Scheur West en Oost, Pas van het Zand) is enorm. Zo werd tussen 1980 en 1989 per jaar gemiddeld 33 miljoen m³ droog materiaal gebaggerd om de vaargeulen en de havens te onderhouden en te verdiepen (BMM & AWZ, 1993). Het merendeel van deze baggerspecie wordt terug in zee gestort (MALHERBE, 1989). In de problematiek van het dumpen van baggerspecie in zee is de selectie van loswallen met een hoge loswalefficiëntie een essentieel aspect. Eerst en vooral is er het economische belang: er moet (zo veel mogelijk) worden vermeden dat het geloste materiaal terugkeert naar de plaats waar het werd gebaggerd. Verder is het ook van ecologisch belang dat de chemische en biologische effecten, die met de dumpingsactiviteit gepaard gaan, zoveel mogelijk gelocaliseerd blijven. Aangezien de loswalefficiëntie van de huidig in gebruik zijnde loswallen varieert tussen 25 % en 0 % (BMM & AWZ, 1993) was een onderzoek naar andere mogelijke loswallen met een hogere loswalefficiëntie noodzakelijk.

Deze bekommernis heeft de Dienst der Kusthavens (D.D.K.H.) ertoe gebracht verschillende onderzoeken te laten uitvoeren, die de dispersie van het gestorte baggerspecie en meer algemeen het sedimenttransport voor de Belgische kust bestuderen.

Door HAECON N.V. werden verschillende tracerproeven uitgevoerd (*e.g.* HAECON, N.V., 1993a, 1993b), waarbij gestorte baggerspecie gemerkt werd met radioactieve tracers, die dan toelieten de verspreiding van die gemerkte baggerspecie in de tijd en in de ruimte te volgen. Op die manier kon een eerste indruk worden verkregen van de dispersie van de baggerspecie en van de recirculatie van het materiaal naar de Belgische kust. Er kon worden geconcludeerd dat er voor de Belgische kust een 'invloedszone' kan gevonden worden, waarbij baggerspecie, die in deze invloedszone wordt gedumpt, intens en zeer snel recirculeert naar de Belgische kust. De resultaten van deze studies zijn echter beperkt door het feit dat ze specifiek zijn voor de loswal en voor de meteorologische condities, waarvoor ze werden uitgevoerd.

Daarom worden door de B.M.M. mathematische modellen ontwikkeld voor het sedimenttransport en de dispersie van het baggerslib voor de Belgische kust om het probleem nader te bestuderen. Aangezien het sedimenttransport in het algemeen en de

dispersie van baggerspecie in het bijzonder complexe fenomenen zijn (O'CONNOR, 1984; SÜNDERMANN & KLÖCKER, 1983; ECOPS, 1993), is het niet eenvoudig zulke modellen op te stellen. Alhoewel een aantal basislijnen van het sedimenttransport zijn gekend, zijn er nog verschillende essentiële relaties of processen niet of zeer onvolledig gekend. De beschrijving van het sedimenttransport gebeurt tot op de dag van vandaag nog grotendeels empirisch. Bovendien werden de meeste empirische formules afgeleid uit metingen in laboratoria of in rivieren en meren, zodat de berekening van sedimenttransport in kustzones nog onzekerder is. Meestal moet men zich tot nog toe tevreden stellen met kwalitatieve in plaats van kwantitatieve resultaten. De validatie van deze modellen is dan ook van groot belang. De eerder genoemde tracerproeven en andere metingen zijn voor deze validatie een zeer waardevolle bron van informatie.

Anderzijds kunnen de modellen worden toegepast in verschillende simulaties. De invloed van verschillende factoren kan worden begroot en de berekeningen kunnen worden uitgevoerd voor verschillende plaatsen en voor verschillende meteorologische omstandigheden. Op die manier kunnen deze modellen een reëel werkinstrument zijn om meer informatie over het sedimenttransport en over de dispersie van het materiaal te kunnen verkrijgen en vormen ze een reële toegevoegde waarde aan de sedimenttransportmetingen.

In het onderhavige artikel wordt dan een beschrijving gegeven van de modellen, die door de B.M.M. werden opgesteld. Een eerste model gebruikt een Euleriaanse aanpak en berekent het sedimenttransport in elk roosterpunt met behulp van een lokale sedimenttransportformule. Het model houdt rekening met het effect van de golven, van de getijden en van de bodemtopografie. Het tweede model gebruikt een semi-Lagrangiaanse aanpak en volgt het gedumpte materiaal doorheen het tweedimensionale modelrooster. In de volgende secties zullen de beide modellen worden beschreven. Enkele eerste en voorlopige resultaten worden voorgesteld.

2 Mathematisch model voor transport van zand

2.1 Inleiding

Een eerste model dat door de B.M.M. werd opgesteld is het numerieke model *mu*-STA, een eenvoudig model dat het residueel sedimenttransport geeft op het Belgisch Continentaal Plat over een bepaalde periode. Het model werd ontwikkeld om zijn resultaten te vergelijken met de resultaten verkregen met behulp van 'sedimenttrendanalyse (STA)'-technieken (HAECON N.V., 1994). Met deze laatste technieken kan een kwalitatief beeld worden verkregen over het sedimenttransport en over de erosie- en sedimentatiegebieden aan de hand van korrelgroottedistributies. Terwijl de STA-technieken de korrelgroottedistributies interpreteren om het residueel transport af te leiden, pogen de modellen uitgaande van fysische wetten en empirische relaties het transport te berekenen. In die zin zijn de twee technieken complementair en zijn ze uitstekend geschikt als controle van elkaar.

Het ontwikkelde model berekent de bodemspanning en het bijhorende sedimenttransport onder invloed van stromingen en golven. Aangezien het materiaal

aan de Belgische kust vooral uit fijn zand en groffer materiaal bestaat (HAECON N.V., 1992) wordt aangenomen dat het sedimentmateriaal niet-cohesief is en wordt er geen rekening gehouden met flocculatie en dergelijke processen. In een eerste deel wordt de theorie en de fysische achtergrond van het model kort belicht. In een tweede deel wordt een korte beschrijving gegeven van de verschillende modellen die worden gebruikt. Enkele eerste resultaten worden voorgesteld in deel 2.3. Het model en zijn resultaten worden meer uitgebreid besproken in VAN DEN EYNDE & OZER (1993).

2.2 Fysische achtergrond van het model

In dit deel wordt de algemene theorie en de fysische achtergrond van het opgestelde model belicht. In een eerste onderdeel wordt de berekening van de bodemspanning onder invloed van golven en stromingen besproken. Vervolgens wordt het criterium voor erosie en de berekening van het sedimenttransport uiteengezet. In een laatste punt wordt de berekening van de erosie- en sedimentatiegebieden bekeken.

2.2.1 Berekening van de bodemspanning

Voor het sedimenttransport is de berekening van de bodemspanning van groot belang. Wanneer de bodemspanning een kritische waarde overschrijdt, wordt het sedimenttransport als bodemtransport of als transport in suspensie geïnitieerd. Wanneer de bodemspanning onder een kritische waarde zakt, kan er materiaal afgezet worden.

De berekening van de bodemspanning onder de invloed van een gelijkmatige stroming of onder de invloed van golven over een vlak bed zijn relatief goed gekend. De bodemspanning onder de invloed van de combinatie van golven en stromingen echter is niet zonder meer de vectoriële som van de bodemspanningen onder elk van de invloeden afzonderlijk. Door niet-lineaire interacties wordt de bodemspanning veroorzaakt door stromingen sterk vergroot door de aanwezigheid van golven. Ondanks het feit dat in een eerste benadering de golven geen residueel transport veroorzaken (volgens de smalle-amplitude theorie van Airy bewegen de waterdeeltjes in gesloten orbitalen), zijn ze dus toch van groot belang aangezien ze de beweging wel kunnen starten. Een kleine stroming, zelf niet sterk genoeg om sedimenttransport te initiëren, kan dus in combinatie met golfwerking toch sedimenttransport tot gevolg hebben.

Verscheidene gesofistikeerde modellen werden opgesteld voor de berekening van de bodemspanning onder de gecombineerde werking van stromingen en golven. Deze modellen gebruiken echter iteratieve methoden en zijn te complex voor gebruik in de huidige toepassing. Daarom werden verschillende eenvoudige methoden getest. Een licht aangepaste versie van de methode van BIJKER (1966) werd geselecteerd voor de berekening van de bodemspanning (VAN DEN EYNDE & OZER, 1993).

Verder is ook de bodemruwheid en het voorkomen van bodemvormen van groot belang voor de bodemspanning. Door het optreden van bodemvormen wordt er immers een interne grenslaag gegenereerd, waarin er in de dallen van de bodemvormen een vertraging en op de kammen een versnelling plaatsvindt (HUNTLEY & BOWEN, 1990).

Wanneer de stroming ruimtelijk gemiddeld wordt over de bodemvorm, op een vaste afstand van de bodem, is het snelheidsprofiel logaritmisch, waarvan de helling wordt bepaald door de ruwheid van de bodem zelf, d.i. de oppervlaktewrijving. Op een afstand groter dan een tiende van de bodemvorm-golflengte is de variabiliteit van de stroming echter uitgemiddeld en is de stroming opnieuw logaritmisch. Het profiel wordt nu echter bepaald door de oppervlaktewrijving en door de kracht, die door de vormweerstand van de bodemvorm wordt uitgevoerd. De schijnbare ruwheid is veel groter geworden. De totale bodemspanning geeft de invloed van de bodem en van de onderliggende grenslaag op de stroming weer. Schattingen van de verhouding tussen de oppervlaktewrijving en de totale weerstand variëren tussen 1.5 tot 20. Verder heeft ook het bodemtransport een invloed op de bodemspanning.

In het model worden empirische formules gebruikt voor de berekening van de bodemruwheid. De uitdrukking van ENGELUND & HANSEN (1967) wordt gebruikt bij de berekening van de korrelwrijving, terwijl de uitdrukking van GRANT & MADSEN (1982) gebruikt wordt voor de berekening van de bodemruwheid als gevolg van bodemtransport. Deze laatste formule, die werd opgesteld voor één sedimentsklasse wordt uitgebreid om rekening te houden met een niet-uniform sedimentsmengsel (SMITH & MCLEAN, 1977). Beide invloeden worden ingerekend bij de berekening van de oppervlaktewrijving en van de oppervlakte-bodemspanning. Ook de invloed van de bodemvormen wordt empirisch bepaald (GRANT & MADSEN, 1982), waarbij de bodemruwheid wordt bepaald door de hoogte en door de steilheid van de bodemvormen. Aangezien de bodemvormen over het bewuste gebied niet gekend zijn en deze bovendien kunnen veranderen, worden ook de grootte van deze bodemvormen op een empirische manier berekend (GRANT & MADSEN, 1982).

2.2.2 De kritische bodemspanning

De kritische bodemspanning, waarbij het sedimenttransport geïnitieerd wordt, is een belangrijke parameter. Zeer veel verschillende criteria werden opgesteld. Een van de meest gebruikte criteria is dat van SHIELDS (1936) dat werd opgesteld voor het begin van het sedimenttransport bij stroming over een vlakke bodem. De kritische totale bodemspanning wordt hierbij gegeven in functie van de korrelgrootte. Aangezien *e.g.* MADSEN & GRANT (1975) aantoonde, dat dit criterium ook toepasbaar is bij het begin van het transport onder invloed van golven, werd dit criterium in het model geïmplementeerd.

2.2.3 Sedimenttransport

Het sedimenttransport wordt in het model berekend met behulp van een eenvoudige formule, die het transport beschrijft als een functie van lokale karakteristieken. Verschillende modellen en theorieën werden hiervoor opgesteld, die soms ver uit elkaar liggende resultaten produceren. In sommige modellen wordt het bodemtransport en het transport in suspensie afzonderlijk berekend. Andere modellen geven het totaal sedimenttransport.

In het huidige model *mu*-STA werd de formule van ACKERS & WHITE (1973)

geïmplementeerd. Deze formule gaf volgens SLEATH (1984) in vergelijkende testen tussen verschillende empirische formules één van de beste resultaten. De formule die origineel werd opgesteld voor het transport onder invloed van stromingen werd bovendien door SWART (1976, 1977) aangepast om het transport te geven onder invloed van golven en stromingen en gaf bevredigende resultaten (SLEATH, 1984).

De formule beschrijft het totale sedimenttransport en werd afgeleid op dimensionele gronden, waarbij verschillende parameters en exponenten empirische werden bepaald. Het dimensieloos sedimenttransport wordt gegeven in functie van een dimensieloos mobiliteitsgetal en van een kritische waarde van dit mobiliteitsgetal. Het sedimenttransport en het mobiliteitsgetal zijn functies van een dimensieloze korreldiameter: wanneer het sediment grofkorrelig is, zal het transport vooral via het bodemtransport verlopen, waarbij vooral de stroming langsheen het bodemoppervlak van belang is, terwijl fijner materiaal in suspensie wordt getransporteerd en dus eerder door de gemiddelde stroming wordt bepaald.

2.2.4 Verloop van de bodem

Tot slot wordt in het model berekend hoe de zeebodem zal evolueren. Er wordt dus nagegaan in welke zones erosie en in welke zones sedimentatie zal optreden. De berekeningen worden uitgevoerd via een continuïteitsvergelijking voor het sedimentmateriaal, waarbij de evolutie van de bodem wordt bepaald uit de divergentie van het sedimenttransport, rekening houdende met de porositeit van het sediment op de bodem (e.g. DJENIDI & RONDAY, 1992; SÜNDERMANN & KLÖCKER, 1983).

2.3 Sedimenttransportmodel *mu*-STA

Uitgaande van de hierboven beschreven fysische achtergrond werd dan het *mu*-STA model opgesteld. Het eigenlijke model bestaat uit een indirecte koppeling van verschillende modellen. Voor een bepaalde periode wordt in het betreffende gebied de stromingen en de golven berekend uitgaande van de meteorologische omstandigheden (wind- en drukvelden). Voor de berekende stromingen en golven wordt dan het bijhorende sedimenttransport uitgerekend. Het residuele transport wordt bekomen door integratie van het sedimenttransport in een bepaald punt over een langere periode.

De stromingen worden uitgerekend met behulp van het numeriek hydrodynamisch model *mu*-STORM (ADAM, 1979; ADAM & STERLING, 1984). Dit model is een klassiek tweedimensionaal verticaal geïntegreerd getijmodel dat operationeel wordt gebruikt voor de voorspelling van waterhoogten en stromingen voor de Belgische kust als gevolg van getijden en meteorologische invloeden. Het model is geïmplementeerd op drie gekoppelde roosters waarbij de zuidelijke Noordzee met een resolutie van 4' x 6'40" (d.i. ongeveer 7.5 x 7.5 km²) wordt gemodelleerd.

De golven worden in het model uitgerekend met het operationele golfmodel *mu*-WAVE (VAN DEN EYNDE & DE WOLF, 1990; VAN DEN EYNDE, 1992). In het kader van dit model worden verschillende modellen gekoppeld. De kern van het model is het tweede-generatie golfmodel *HYPAS* (GÜNTHER & ROSENTHAL, 1985). Dit model

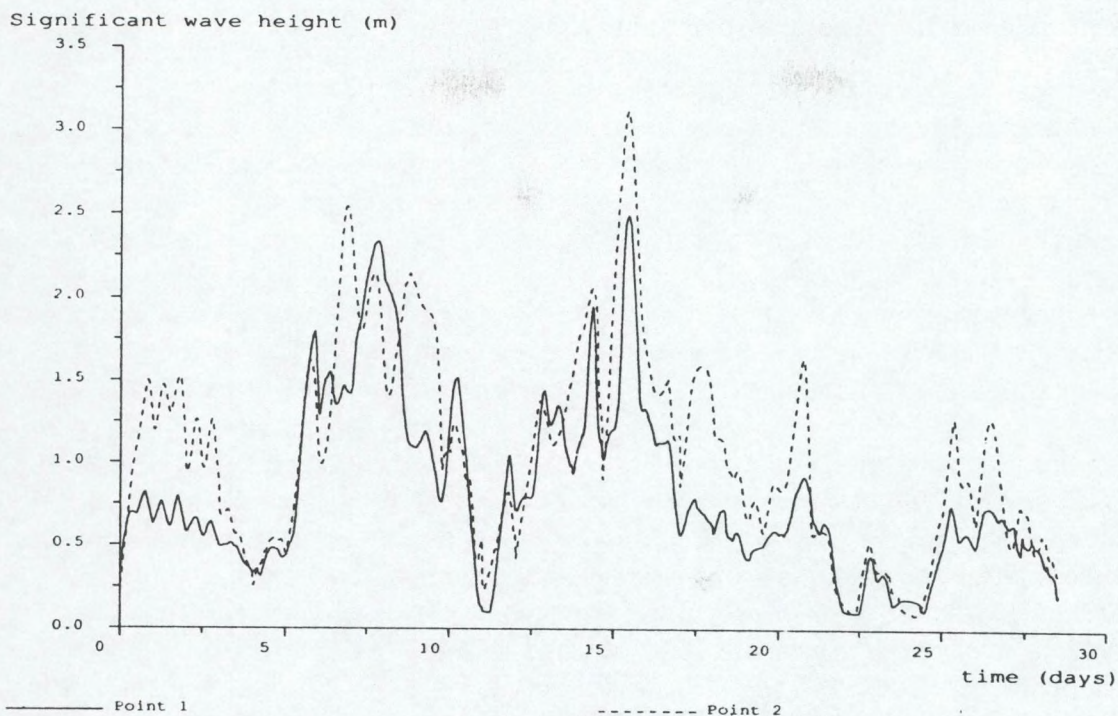
berekent het volledige tweedimensionale golfspectrum, rekening houdende met golfpropagatie, met golfgeneratie onder de invloed van de wind, met energiedissipatie door breking en door bodemwrijving, met niet-lineaire interacties tussen de verschillende golfcomponenten en met ondiep-water effecten zoals shoaling. Het model is geïmplementeerd op een stereografisch rooster van 50 x 50 km² voor de gehele Noordzee. In de zuidelijke Noordzee is het model op een fijner rooster (5 x 5 km²) geïmplementeerd, om rekening te houden met de onregelmatige bathymetrie. Beide modellen zijn gekoppeld via open randvoorwaarden. In het kader van het project werd het model uitgebreid, zodat het model ook de gemiddelde golfrichting en de piekfrequentie berekent in elk roosterpunt. Deze parameters zijn nodig bij de berekening van de bodemspanning.

Voor een bepaalde geselecteerde periode worden met de mathematische modellen *mu-STORM* en *mu-WAVE* de stromingen en de golven berekend. Met het *mu-STA* model worden dan de bijhorende bodemruwheid, de oppervlakte- en totale bodemspanning, het sedimenttransport en de evolutie van de bodem berekend. Wanneer er tot slot een integratie gedaan wordt over de periode, kan een indruk worden verkregen van het gemiddelde of residuele sedimenttransport over die periode.

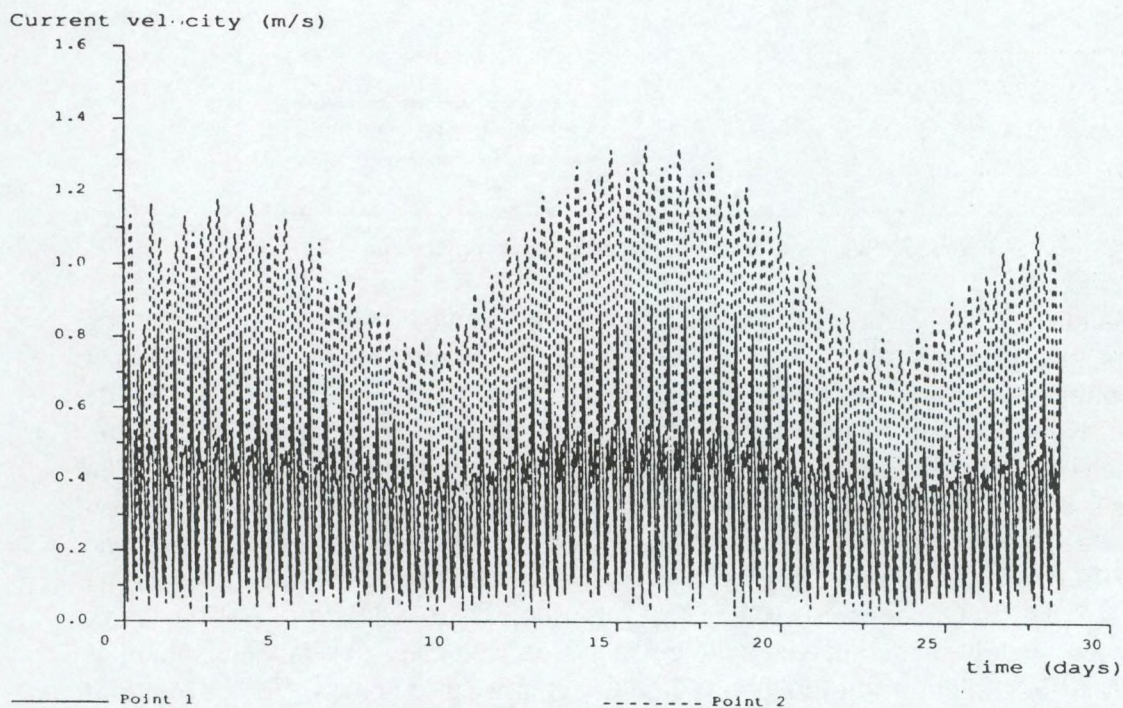
2.4 Enkele eerste resultaten

In deze toepassing wordt het residueel sedimenttransport berekend over de periode van 1 oktober 1987 00h tot 29 oktober 1987 12h30, met een tijdstap van 30 minuten. Deze periode omvat twee volledige M₂+S₂ getijcycli en is een periode waarin zowel twee stormen als rustigere periodes voorkomen. De significante golfhoogte en de getijstroming in twee punten worden voorgesteld in Figuren 1 en 2. Punt 1 ligt hierbij dicht bij de kust net ten noorden van de Oosterschelde in een diepte van 5 m. Het tweede punt is in het centrale gedeelte van de zuidelijke Bocht van de Noordzee gelegen, bij een diepte van 24 m. In de eerste figuur kan men de nagaan dat twee stormperiodes optreden rond 7 oktober en rond 16 oktober met significante golfhoogtes tot 2.5 en 3.2 m respectievelijk. De golfhoogte is iets hoger in het punt dat in open zee is gelegen, doch de orbitale snelheid aan de bodem, welke van belang is voor het sedimenttransport, is groter in het punt in ondiep water. De getijstroming heeft een periode van iets meer dan 6 uren. Twee springtijden treden op rond 2 oktober en rond 16 oktober. De stroming in het punt in open zee heeft iets hogere maximumsnelheden (maximumsnelheden tot 1.4 m/s) dan de stromingen in het punt aan de Oosterschelde (maximumsnelheden tot 1.0 m/s).

De berekeningen worden dan uitgevoerd voor een sedimentmengsel van fijn zand tot grind, dat wordt onderverdeeld in elf klassen. Het mengsel heeft een karakteristieke diameter d_{50} van 278 μm . De oppervlaktebodemruwheid hangt af van het sedimentmengsel en is in de huidige toepassing 0.06 cm. De berekende bodemruwheden die worden veroorzaakt door bodemtransport en door de bodemvormen zijn twee grootteordes groter en hebben waarden van ongeveer 5 tot 10 cm, met maxima tot 25 à 30 cm. De berekende gemiddelde hoogte van de bodemvormen ligt rond 1 à 2 cm, terwijl de steilheid van de bodemvormen tussen 0.04 en 0.16 ligt.



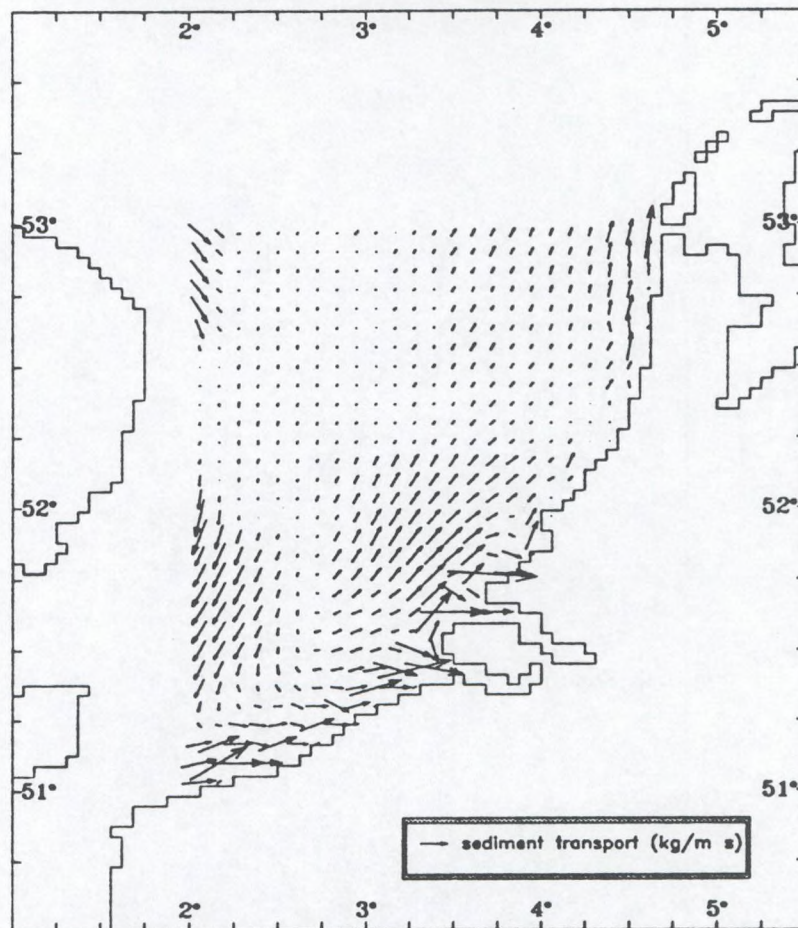
Figuur 1: Significante golfhoogte in twee punten



Figuur 2: Getijstromingen in twee punten

Het residueel sedimenttransport over de periode wordt voorgesteld in Figuur 3. Het gemiddelde sedimenttransport is het meest intensief langsheen een smalle kuststrook. Dit is waarschijnlijk te wijten aan de invloed van de golven in de ondiepe wateren. Enkel ten noorden van het Schelde-estuarium breidt de zone waar er belangrijk sedimenttransport optreedt zich meer zeewaarts uit. Het gemiddelde sedimenttransport langsheen de kust gaat hierbij vooral in noordwestelijke richting. Langsheen de Belgische kust tot boven de Oosterschelde is het transport zelfs licht landinwaarts.

Meer zeewaarts, in het centrale gedeelte van de zuidelijke Bocht en voor de Engelse kust, is het residueel sedimenttransport zuidwaarts.

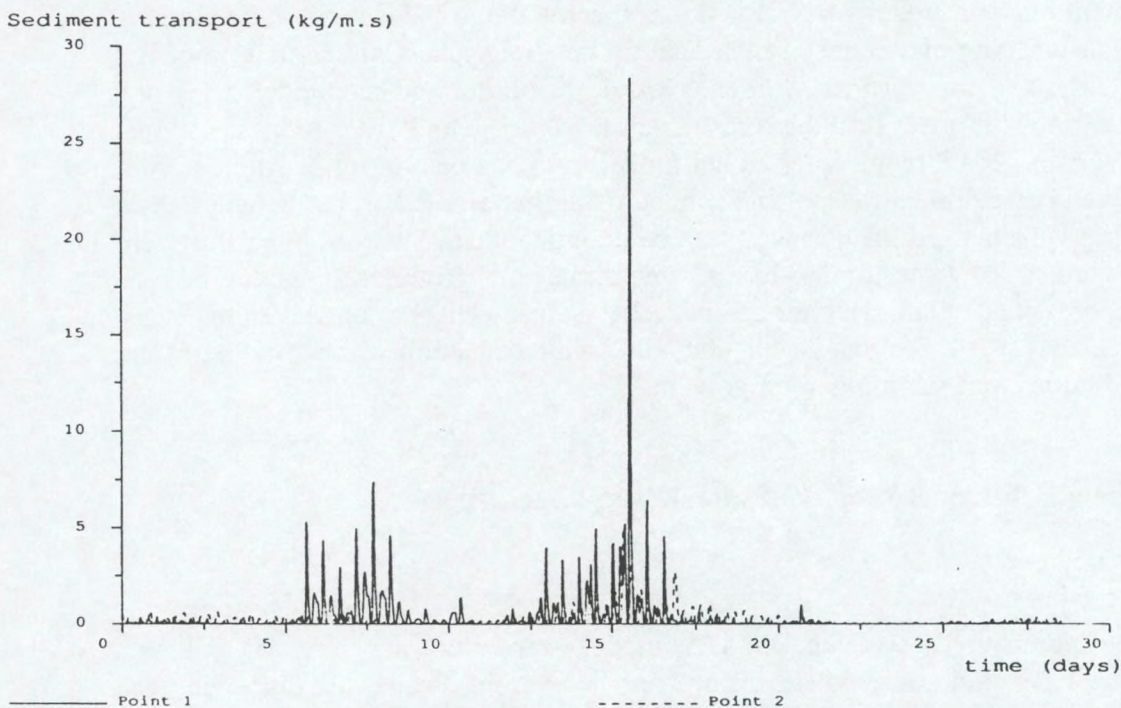


Figuur 3: Residueel sedimenttransport, berekend door *mu*-STA

Het algemeen beeld van dit berekende transport komt goed overeen met de waargenomen transportpatronen, waar algemeen wordt aangenomen dat het sedimenttransport voor de Belgische en Nederlandse kust noordwaarts en in de centrale zuidelijke Noordzee en voor de Engelse kust zuidwaarts is (e.g. STRIDE, 1973). Het kustwaartse sedimenttransport voor de Belgische kustzone wordt ook en zelfs iets sterker waargenomen in de resultaten, die door HAECON N.V. werden verkregen met de sedimenttrendanalyse (HAECON N.V., 1992). De divergentie-zone voor de Belgische kust, waarbij zowel transport optreedt naar het noorden als naar het zuiden en dat zowel door STRIDE (1973) als door HAECON N.V. (1992) wordt beschreven, wordt in de modelresultaten niet waargenomen. De modelresolutie is waarschijnlijk te klein in dit model om deze effecten waar te nemen. Verder blijkt uit de modelresultaten dat erosie van de sedimenten vooral kan optreden in het zuiden en het noorden van het gemodelleerde gebied, terwijl in het midden van het gebied een lichte sedimentatie kan optreden. Wanneer men tot slot nagaat hoeveel procent van de tijd in een bepaald punt de kritische bodemspanning voor de initiatie van het transport wordt overschreden voor een bepaalde sedimentsklasse, kan men een indruk verkrijgen van de kans dat die bepaalde sedimenten op die plaats aanwezig zijn. Uit de huidige modelresultaten kan men dan voorzichtig afleiden dat het groffere materiaal vooral in het zuiden van het gebied zal aanwezig zijn en dat het fijnere materiaal enkel in het noorden van het gemodelleerde gebied kan blijven liggen. Dit komt in ruwe lijnen

overeen met de conclusies van HAECON N.V. (1992). De aanwezigheid van fijner materiaal in een smalle zone, vlak voor de kust, wordt echter in het model niet gereproduceerd.

In Figuur 4 wordt het ogenblikkelijke sedimenttransport over de periode voorgesteld. In het eerste punt, in ondiep water, treedt het sedimenttransport enkel op gedurende de stormperiodes. De getijstrooming is daar alleen blijkbaar niet sterk genoeg om veel materiaal in beweging te brengen. De golven echter zijn in de stormperiodes sterk genoeg om het materiaal in suspensie te brengen, dat dan door de bestaande stromingen kan worden getransporteerd. Merk op dat in de periodes dat de getijstroomingen ongeveer nul zijn er ook geen sedimenttransport is, ondanks de hoge golven. De golven alleen kunnen immers, in eerste benadering, geen residueel sedimenttransport veroorzaken. In het tweede punt, in open zee, wordt er continue een weinig sedimenttransport veroorzaakt door de aanwezige getijstroomingen. Ook hier echter wordt het belangrijkste transport veroorzaakt gedurende de storm van 16 oktober, door het gecombineerde effect van stromingen en golven.



Figuur 4: Ogenblikkelijk sedimenttransport in twee punten

2.5 Conclusies van het *mu*-STA model

Een eenvoudig sedimenttransportmodel voor de Belgische kustzone werd beschreven. Het model berekent de geometrie van de bodemvormen en de bijhorende bodemruwheid en berekent vervolgens de bodemspanning onder de invloed van getijstroomingen en golven. Via een eenvoudige empirische formule wordt het totale sedimenttransport in het punt afgeleid. De erosie- en de sedimentatiegebieden worden afgeleid uit de divergentie van de sedimenttransporten.

In de eerste testen, die met het model werden uitgevoerd, worden bemoedigende resultaten verkregen. Het gemiddelde sedimenttransport blijkt in grote lijnen overeen

te komen met de resultaten, die werden verkregen door HAECON N.V.. Ook het feit dat het fijnere materiaal vooral in het noorden van het gebied kan blijven liggen, kan met het model worden afgeleid. Anderzijds zijn er toch ook enkele anomalieën tussen de verschillende resultaten.

Verder kan met het model de invloed van de golven op het sedimenttransport worden geïllustreerd. Terwijl voor punten in dieper water de golfwerking minder belangrijk is, is in ondiepe punten langs de kust de golfwerking essentieel voor het sedimenttransport. Ook het belang van de stormen voor het sedimenttransport wordt duidelijk gemaakt. Volgens de resultaten van het model zijn in de meeste punten op het Continentale Plat de getijstromingen alleen te zwak om belangrijk sedimenttransport te veroorzaken. Tijdens de stormperiodes echter wordt het sedimentmateriaal door de gecombineerde werking van de getijden en de golven in suspensie gebracht, waarna ze ook door een kleinere stroming kan worden getransporteerd. Het sediment wordt op die manier vooral tijdens stormperiodes getransporteerd.

Het sedimenttransportmodel *mu*-STA is dus een eenvoudig model voor de berekening van het transport van niet-cohesief materiaal op het Belgische Continentale Plat. Het model moet zeker nog verfijnd worden. Ook de resolutie van het model moet nog worden vergroot om meer bruikbare resultaten te verkrijgen. Verder moet het model grondig worden gecalibreerd. Toch is het model nu reeds een nuttig instrument voor de studie van het sedimenttransport. Met behulp van het model kan het belang van de golfwerking voor het sedimenttransport op een continentaal plat worden geïllustreerd en kan worden aangetoond dat het sedimenttransport grotendeels gedurende de stormperiodes plaatsvindt. Het model *mu*-STA is trouwens bij onze kennis, naast SHENG & LICK (1979), één van de eerste modellen die het sedimenttransport berekend onder de invloed van stromingen en golven.

3 Mathematisch model voor de dispersie van baggerspecie

3.1 Inleiding

Naast het hierboven besproken *mu*-STA model werd door de B.M.M. ook een mathematisch model ontwikkeld voor de berekening van de dispersie van baggerspecie. Het model *mu*-STM gebruikt een semi-Lagrangiaanse benadering en berekent de dispersie van in zee gedumpte baggerspecie onder invloed van stromingen en golven in de Belgische kustzone. Het tweedimensionale model houdt rekening met verschillende sedimentsklassen (bijvoorbeeld zand, slib en klei) en houdt rekening met het materiaal in suspensie en het materiaal op de zeebodem. Een eenvoudige formulering voor erosie en sedimentatie werd geïmplementeerd.

Zoals in de inleiding vermeld, zijn het transport van sediment en de dispersie van baggerspecie in het bijzonder zeer complexe fenomenen en is het opstellen van zulk een model niet eenvoudig. Er kunnen van zulke modellen enkel kwalitatieve resultaten worden verwacht. Toch kan een gevalideerd model een zeer nuttig werktuig zijn bij de studie van de dispersie van baggermateriaal. Het model kan worden gebruikt om de invloed van verschillende factoren te bestuderen en kan worden toegepast in

verschillende simulaties.

In een eerste deel wordt de theorie en de fysische achtergrond van het model kort belicht. In een tweede deel wordt een korte beschrijving gegeven van de verschillende modellen die worden gebruikt. Enkele eerste resultaten worden voorgesteld in deel 3.3. Het model wordt meer uitgebreid besproken in VAN DEN EYNDE (1994b).

3.2 *Fysische achtergrond van het model*

3.2.1 Inleiding

Een literatuurstudie van sedimenttransportmodellen (VAN DEN EYNDE, 1994a) wees uit dat voor toepassing in het huidige project een model met een Lagrangiaanse aanpak aangewezen was. In tegenstelling tot de Euleriaanse modellen, waar in elk roosterpunt steeds de advection-diffusievergelijking wordt opgelost, gaat men bij deze Lagrangiaanse modellen uit van het sedimentmateriaal zelf en volgt men als het ware het materiaal doorheen een gebied, waarbij men rekening houdt met de verschillende processen. Deze modellen kunnen daardoor worden geijkt en gevalideerd aan de hand van de door HAECON N.V. uitgevoerde tracerproeven. Vooral de semi-Lagrangiaanse 'Mass In Cell'-methode of 'Second Moment'-methode, waarbij zich in elke rooster cel slechts één massa bevindt (EGAN & MAHONEY, 1972; PEDERSEN & PRAHM, 1974) is uitstekend geschikt.

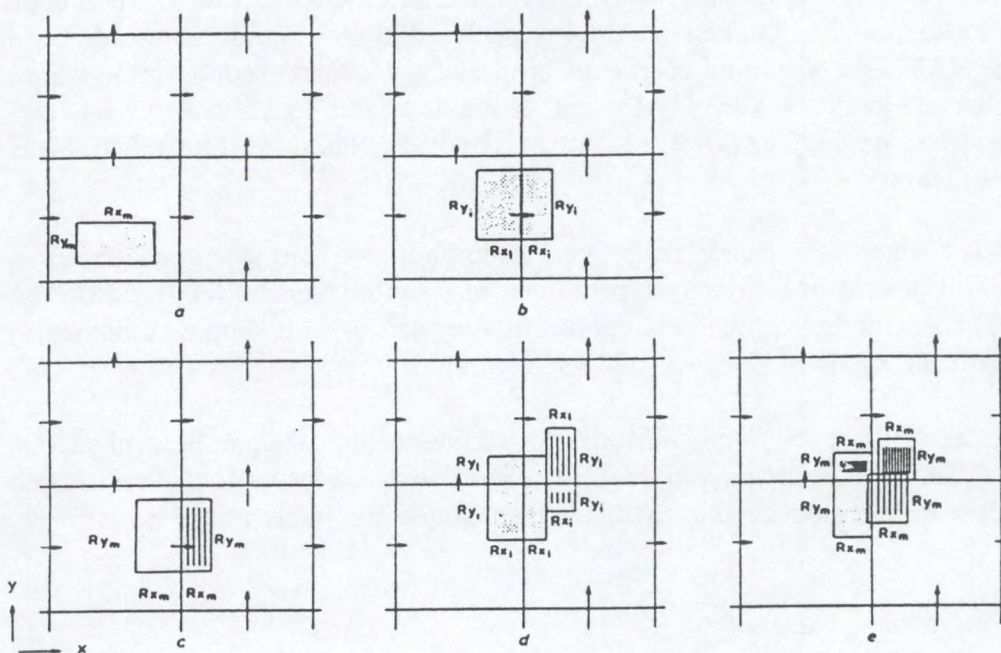
Aangezien het water voor de Belgische kust gedurende het hele jaar goed gemengd is en het niet is gestratificeerd door temperatuurs- of saliniteitsverschillen (DE RUIJTER *et al.*, 1987) wordt in eerste instantie geopteerd voor een over de diepte geïntegreerd tweedimensionaal model.

In een eerste deel zal de Second Moment-methode nader worden besproken. De modellering van de advection en van de diffusie worden afzonderlijk toegelicht. In een tweede deel wordt de modellering van erosie en sedimentatie in het model beschreven.

3.2.2 Second Moment-methode

De Second Moment-methode is een semi-Lagrangiaanse methode, waarbij in elke rooster cel steeds één massa aanwezig is. Deze massa wordt echter niet automatisch in het celcentrum geplaatst, zoals impliciet bij de klassieke Euleriaanse differentiemethodes gebeurt, maar wordt gekarakteriseerd door zijn nulde-orde moment (totale massa), zijn eerste-orde momenten (massa-centrum) en zijn twee-orde momenten (spreiding). De methode werd ontwikkeld door EGAN & MAHONEY (1972) en uitgebreid door PEDERSEN & PRAHM (1974). In het ontwikkelde tweedimensionale model wordt elke massa voorgesteld door een rechthoekig volume, waarbij de hoogte van de rechthoek gelijk is aan de beschikbare waterdiepte. Tijdens elke tijdstap wordt dan, na de advection en de diffusie van elk volume, alle massa's in één cel verzameld en opnieuw voorgesteld door een nieuw rechthoekig volume, met behoud van nulde-orde, eerste-orde en tweede-orde momenten (de redistributiefase) (Figuur 5).

Een groot voordeel van deze methode is dat een veel kleinere numerieke diffusie wordt geïntroduceerd dan bij klassieke Euleriaanse modellen en dat de fronten veel beter kunnen worden gemodelleerd (DE KOK, 1988). Deze minimale numerieke diffusie werd getest aan de hand van twee testgevallen (VAN DEN EYNDE, 1994b). Bij de propagatie van een front doorheen een kanaal (uniforme snelheid van 0.3 m/s, afstand van 22500 m) wordt met deze methode het front volledig bewaard, terwijl met klassieke eindige-differentiemethodes het front wordt uitgesmeerd over een afstand van 12000 tot 21000 m (DE MULDER, 1992). Bij de 'draaiende kegel'-test, waarbij een kegel een rotatie beschrijft rond een punt waarbij de vorm wordt bewaard, is bij de Second Moment-methode de maximumconcentratie na één omwenteling van de kegel verminderd tot 81.3 % van de initiële concentratie. Voor klassieke eindige-differentieschema's neemt deze concentratie af tot slechts 12 à 43 % van de initiële concentratie voor drie eenvoudige hybride schema's (DE MULDER, 1992) of tot 46 à 76 % van de initiële concentratie voor drie numerieke schema's met tweede-orde nauwkeurigheid (YANG, 1994). Bovendien neemt bij het gebruik van de Second Moment-methode de maximale concentratie niet meer af bij meerdere rotaties.



Figuur 5: Second-Moment methode (uit DE KOK, 1992)

De horizontale diffusie kan in het model op verschillende manieren worden geïmplementeerd. Vier algoritmes werden onderling vergeleken, namelijk de diffusie volgens de wet van Fick (EGAN & MAHONEY, 1972), de diffusie met centrale differenties (EGAN & MAHONEY, 1972), het gebruik van diffusieve snelheden (SHANNON, 1979) en de donorcelmethode (DE KOK, 1988). Uiteindelijk werd een Fickiaanse diffusie in het model geïmplementeerd, waarbij de spreiding van de volumes wordt uitgebreid als een functie van de horizontale diffusiecoëfficiënt. In een test, waarbij de diffusie van een Gaussiaanse wolk werd gesimuleerd, gaf de geïmplementeerde methode uitstekende resultaten.

Merk tot slot op dat de methode reeds werd toegepast bij het onderzoek naar alternatieve locaties voor loswallen (DE KOK, 1991; DE KOK *et al.*, 1992).

3.2.3 Erosie en sedimentatie

Zoals vermeld in deel 2.2.1 is de bodemspanning van groot belang bij de berekening van het sedimenttransport. Wanneer deze bodemspanning een kritische spanning voor erosie overschrijdt, kan er erosie van materiaal, dat zich op de bodem bevindt, plaatsvinden. Wanneer de bodemspanning anderzijds onder de kritische waarde voor sedimentatie zakt, kan het materiaal dat zich in de waterkolom bevindt, uitzakken en kan het zich op de bodem afzetten. De bodemspanning wordt in dit model opnieuw berekend, rekening houdende met de aanwezige stromingen en golven. Het model van BIJKER (1966) wordt gebruikt om rekening te houden met de niet-lineaire interacties tussen de stromingen en de golven. Een constante bodemruwheid over het gebied wordt aangenomen.

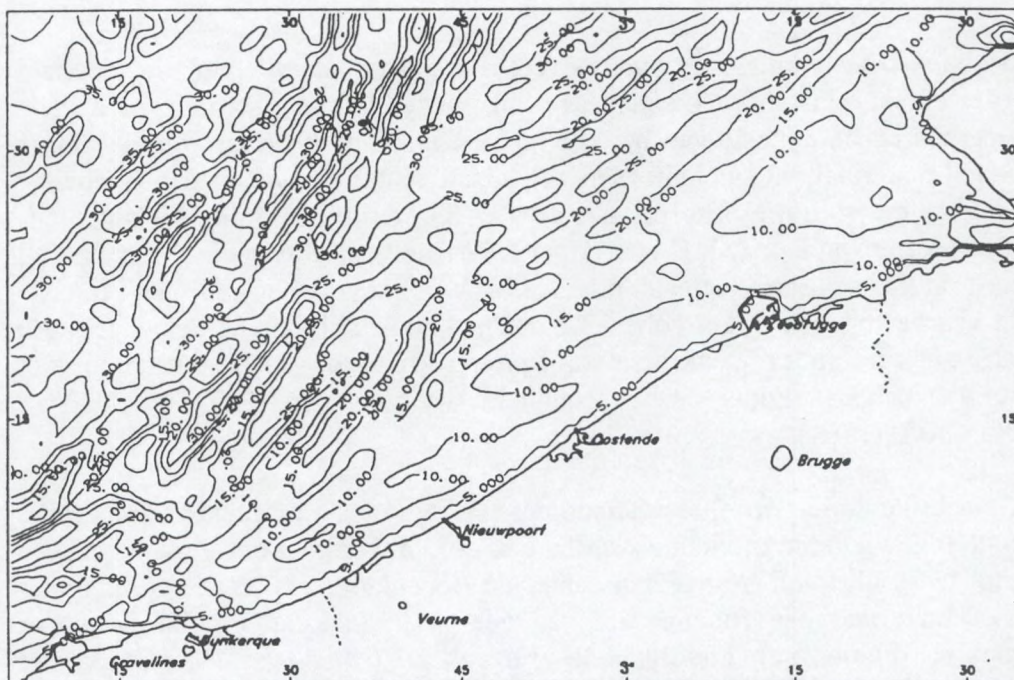
Deze kritische erosiespanning en de hoeveelheid materiaal dat per tijdseenheid erodeert (de erosie-constante) hangen af van verschillende factoren, zoals de consolidatiegraad en de cohesie van het slib/klei-mengsel, de korrelgroottedistributie van het bodemmateriaal, het gehalte aan organisch materiaal, de cation exchange capacity (CEC) en sodium absorption rate (SAR), de biodegradatie, het 'bed-armouring' effect en andere (MCCAVE, 1984). De snelheid waarmee het materiaal sedimenteert, is in de eerste plaats afhankelijk van de concentratie en van de valsnelheid van het materiaal. Bij cohesief materiaal zoals slib kan echter aggregatie of flocculatie optreden (het bijeenklitten van fijne materiaal tot grotere entiteiten, met een hogere valsnelheid), zodat deze valsnelheid weer bepaald door verscheidene factoren (MCCAVE, 1984).

De erosie-, sedimentatie- en flocculatieprocessen zijn dus complexe fenomenen. Verschillende ingewikkelde modellen werden dan ook ontwikkeld om deze processen 'nauwkeurig' te beschrijven. Aangezien echter de flocculatie, erosie en sedimentatie van cohesief materiaal een functie zijn van zeer vele factoren en dat de juiste mechanismes en relaties nog onvoldoende zijn gekend (MCCAVE, 1984), lijkt het gebruik van zulke complexe modellen niet aangewezen of zelfs gerechtvaardigd. Deze modellen gebuiken trouwens veel empirische constanten, die voor elke toepassing opnieuw moeten worden gecalibreerd. Daarom wordt in het huidige model uitgegaan van eenvoudige formuleringen, die gemakkelijker kunnen worden gecalibreerd voor de huidige toepassing. De formulering van PARTHENIADES (1962) en de formulering van KRONE (1962) worden respectievelijk toegepast voor de modellering van de erosie en de sedimentatie. De erosieconstante en de kritische bodemspanningen voor erosie en sedimentatie worden voor de verschillende sedimentsklassen afzonderlijk gespecificeerd. Om rekening te houden met flocculatie van cohesief materiaal kan de valsnelheid van het materiaal worden berekend als een eenvoudige functie van de sedimentsconcentratie.

3.3 Disperiemodel *mu*-STM

Uitgaande van de hierboven beschreven fysische achtergrond en gebruik makend van de Second Moment-methode werd dan het *mu*-STM model opgesteld. Analooq als het *mu*-STA model wordt voor de berekening van de dispersie van baggerspecie gebruik gemaakt van verschillende modellen.

De golven worden in het model opnieuw uitgerekend met het operationele golfmodel *mu-WAVE* (zie deel 2.3). De stromingen worden uitgerekend met behulp van het numeriek hydrodynamisch model *mu-BCZ*, dat in het kader van het project werd ontwikkeld. Het model is een klassiek tweedimensionaal verticaal geïntegreerd getijmodel, dat werd geïmplementeerd voor de 'Vlaamse Banken' (Figuur 6). Het modelrooster heeft een resolutie van 15" x 25" (i.e. ongeveer 740 x 740 m²). Het model is gekoppeld met het eerder besproken hydrodynamisch numeriek model *mu-STORM* aan de open randen en is gekoppeld met een ééndimensionaal hydrodynamisch model voor het Schelde-estuarium. Een voorbeeld van de getijellipsen, die met het nieuw ontwikkelde model worden verkregen, worden voorgesteld in Figuur 7.



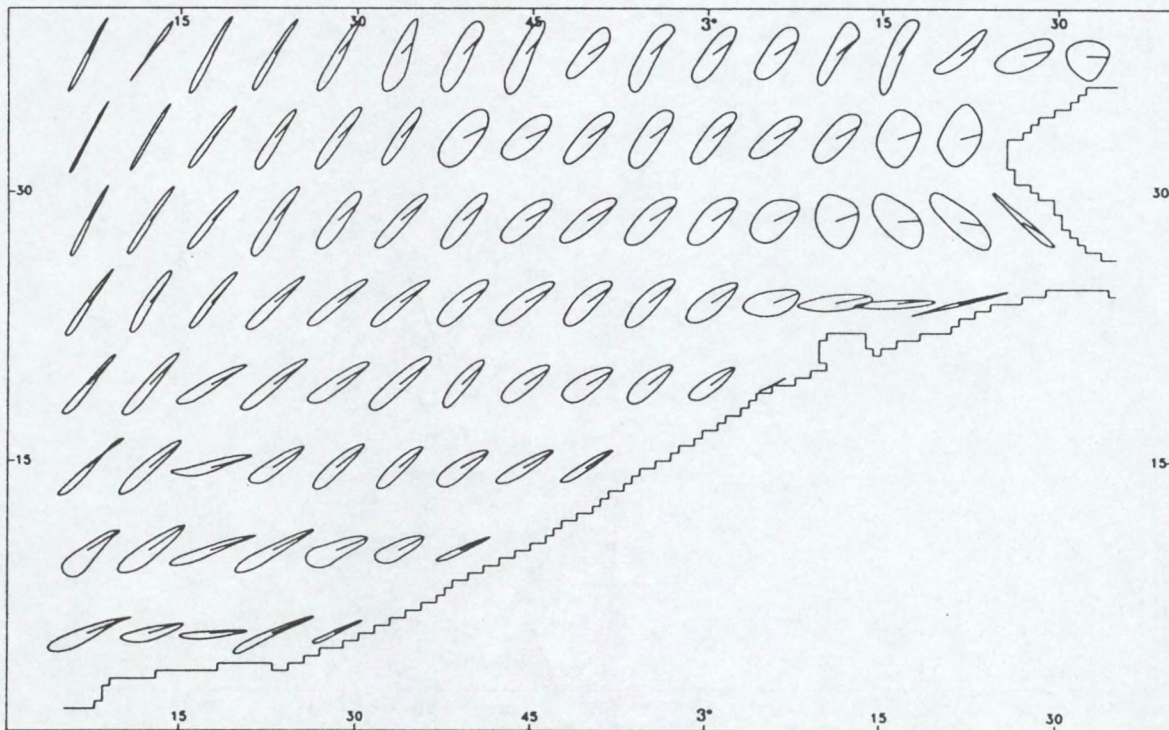
Figuur 6: Bathymetrie van het modelrooster

Voor een bepaalde periode worden dan, uitgaande van de meteorologische omstandigheden (wind- en drukvelden) in het betreffende gebied de stromingen en de golven berekend met de modellen *mu-BCZ* en *mu-WAVE*. Nadat de initiële situatie werd gedefinieerd, waarbij gespecificeerd wordt hoeveel en welk materiaal zich in de waterkolom en op de bodem bevindt, wordt de dispersie van het materiaal uitgerekend. De bodemspanning, die de erosie en sedimentatie van de verschillende sedimenten bepaald, wordt berekend onder de invloed van de stromingen en de golven. De verschillende sedimenten worden dan geadvecteerd volgens de aanwezige stromingen, de diffusie van het materiaal wordt berekend en de erosie en sedimentatie van het materiaal wordt toegepast. Op die manier kan het gestorte materiaal gedurende een periode doorheen het rooster worden gevolgd.

3.4 Enkele eerste resultaten

In een eerste test wordt nagegaan hoe de resultaten van het model veranderen wanneer er verschillende processen al dan niet in de berekening van het model worden

opgenomen. In een eerste stap wordt enkel de advection van het materiaal in suspensie en de erosie en sedimentatie ingerekend. Bij de berekening van de bodemspanning wordt hierbij geen rekening gehouden met de aanwezige golven. In een tweede en een derde stap worden achtereenvolgens de invloed van de horizontale diffusie en de invloed van de golven op de bodemspanning en dus op de erosie en sedimentatie in rekening gebracht.



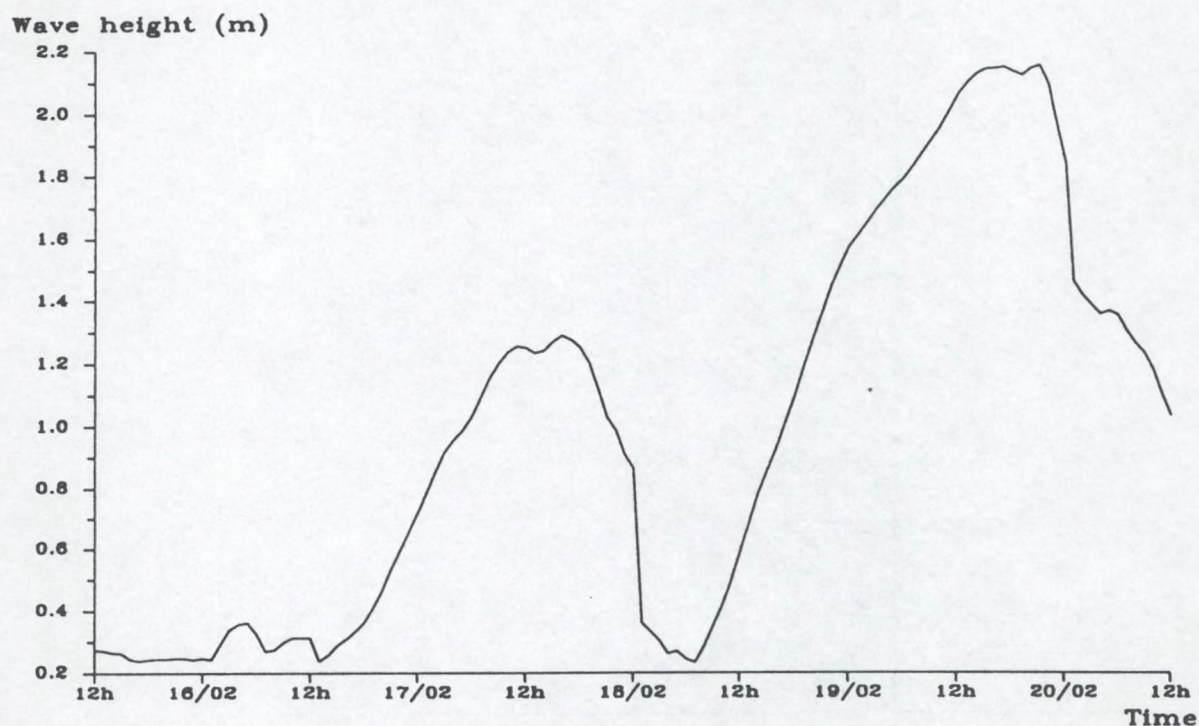
Figuur 7: M_2 -getijellipsen, verkregen met het model *mu-BCZ*

De berekeningen van het model worden uitgevoerd voor een periode van vijf dagen, namelijk van 15 februari 1993 12h tot 20 februari 1993 12h. Gedurende de eerste anderhalve dag is het rustig weer, terwijl er op het einde van de tweede dag wat wind opsteekt (tot 5 Beaufort). Na een kalmere periode gedurende de derde en de vierde dag, steekt er terug wind op gedurende de vijfde dag. De windsnelheid loopt dan op tot 14 m/s (7 Beaufort). De windrichting varieert van zuidwesten- tot noordenwind. De door de modellen gegenereerde getijstromingen en golven in een punt voor Zeebrugge worden voorgesteld in Figures 8 en 9.

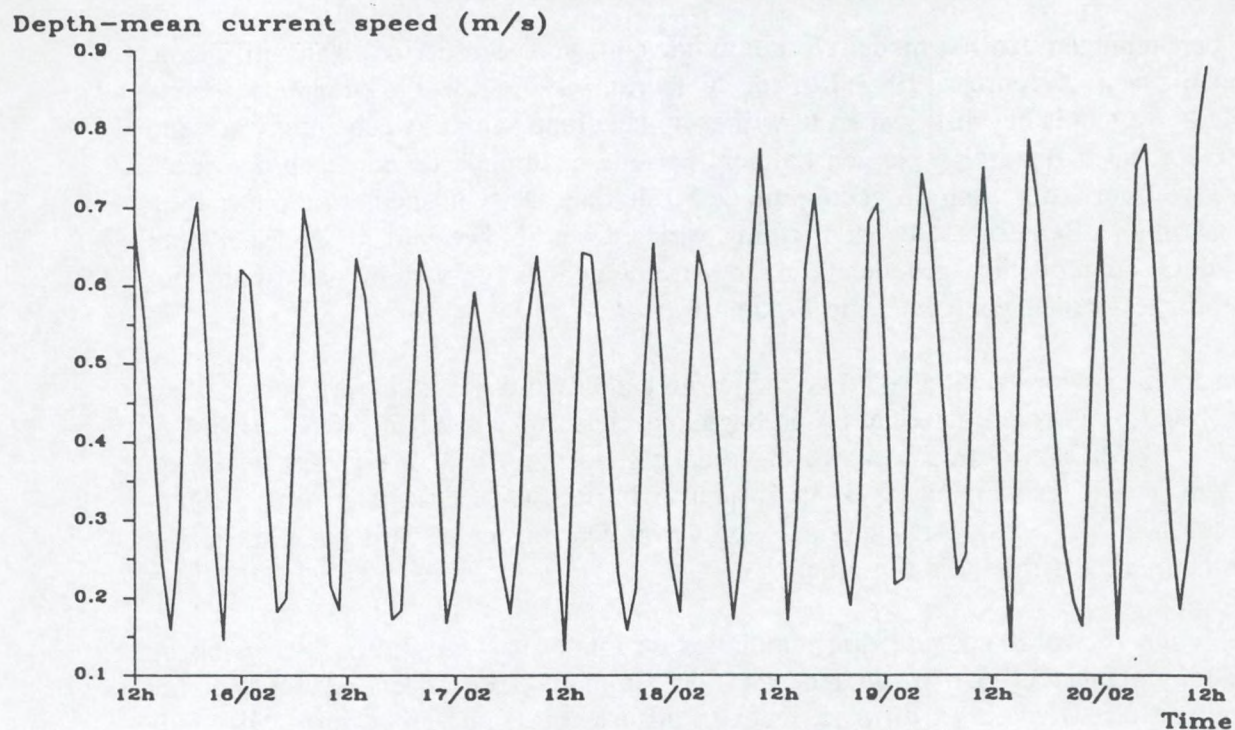
De simulaties worden uitgevoerd voor fijn zand en er wordt een dumping gesimuleerd van 16000 ton droog materiaal op de baggerspeciéstortplaats BR & W S1 (BMM & AWZ, 1993). Van deze massa wordt verondersteld dat 90 % direct zakt tot op de bodem, terwijl er initieel 10 % in suspensie blijft (SPAULDING & PAVISH, 1984; JOHNSON *et al.*, 1988). Het materiaal wordt over één roostercel verdeeld. De tijdstap van het *mu-STM* model is 6 minuten.

In Figuur 10 wordt voor de drie simulaties de totale massa in suspensie en op de bodem voorgesteld. De resultaten voor de simulatie met alleen advection en de simulatie met advection en diffusie, met een diffusieconstante van $10 \text{ m}^2/\text{s}$, zijn bijna identiek. Tijdens de eerste drie dagen zal bijna al het materiaal dat in suspensie is, zich op de bodem afzetten. Enkel vanaf de vierde dag treedt een beetje erosie op, die

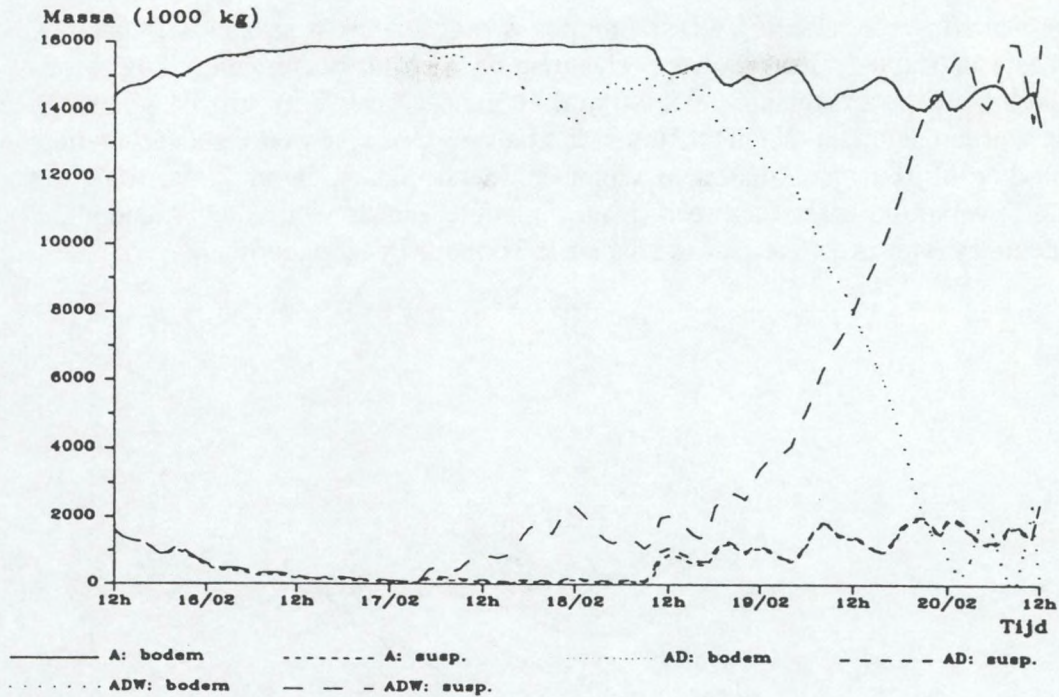
steeds een beperkte omvang heeft. Wanneer de golven in rekening worden gebracht, treedt een verschillend beeld op. Gedurende de eerste twee dagen bezinkt het materiaal, maar reeds tijdens de derde dag, onder de invloed van de golven tot 1.7 m, zal er opnieuw materiaal in suspensie komen. Gedurende de storm tijdens de vierde en vijfde dag zal bijna al het fijn zand, dat op de bodem nog aanwezig is, worden geërodeerd en in suspensie komen.



Figuur 8: Significante golfhoogte in een punt voor Zeebrugge

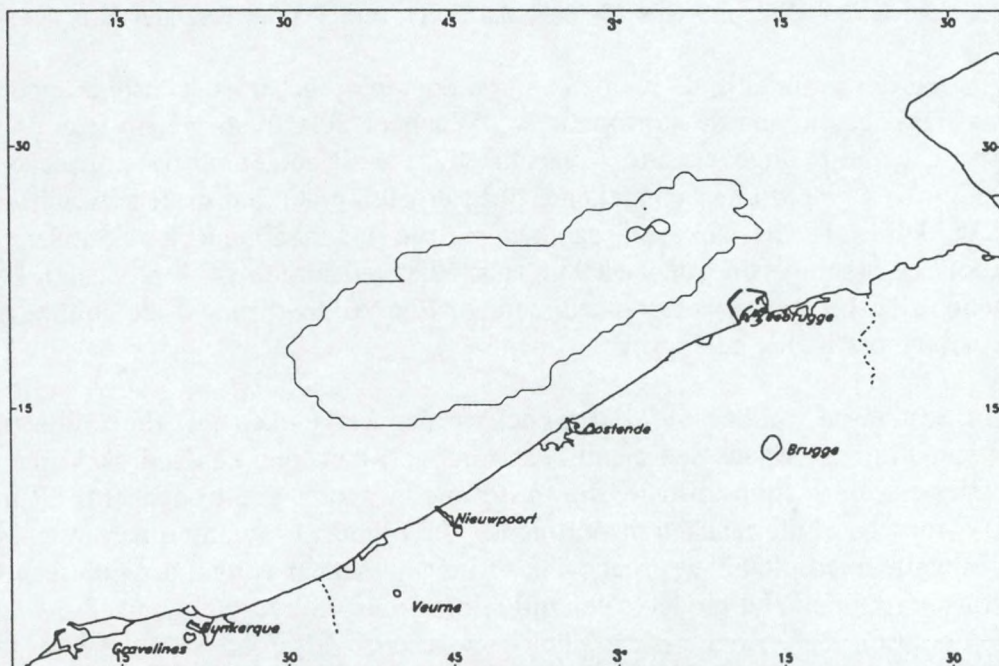


Figuur 9: Getijstroming in een punt voor Zeebrugge



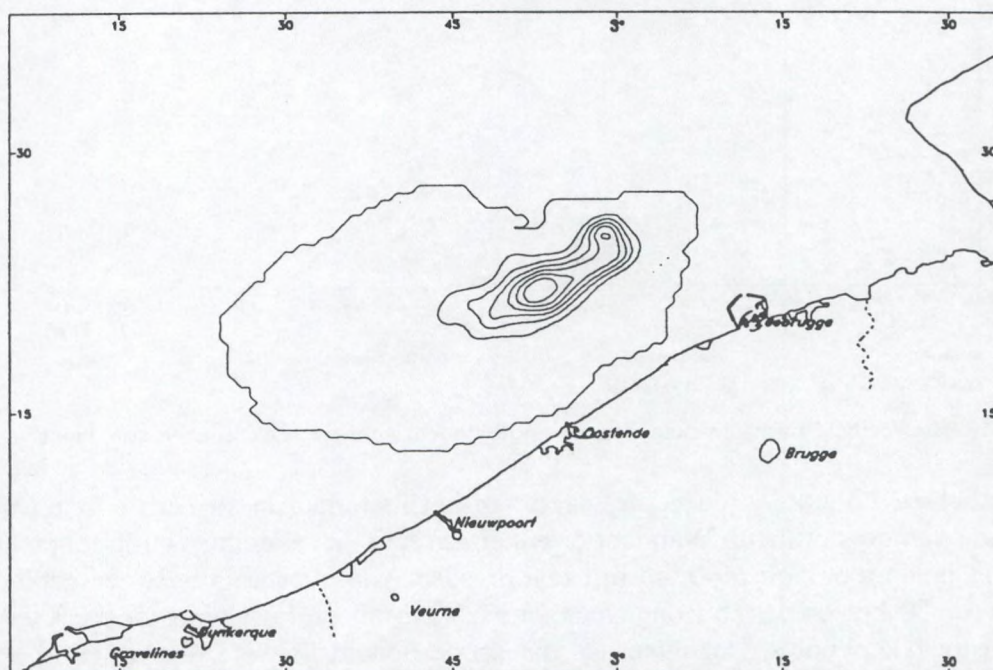
Figuur 10: Hoeveelheid massa in suspensie en op de bodem voor de verschillende simulaties

In Figuren 11 en 12 worden de verdelingen van het materiaal in suspensie gegeven op het einde van de simulatie. Wanneer er enkel advectie in rekening wordt gebracht (Figuur 11), bevindt er zich 2400 ton fijn zand in suspensie, verspreid over een gebied van ongeveer 50 km op 15 km, ongeveer 15 à 20 km uit de kust, voor de kust van Zeebrugge tot Nieuwpoort. Het materiaal dat op de bodem ligt, is bijna volledig op de stortplaats achtergebleven.



Figuur 11: Massa in suspensie wanneer enkel advectie in rekening wordt gebracht.
Contourlijnen op 0. en 0.04 kg/m²

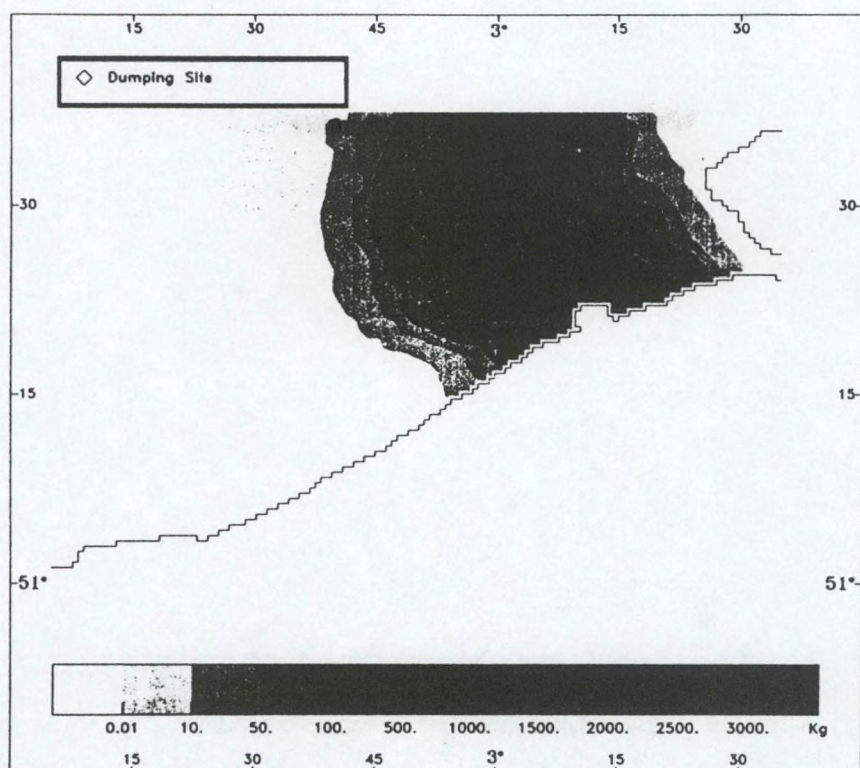
Wanneer de diffusie in rekening wordt gebracht, wordt de vlek waarover het materiaal in suspensie is verdeeld iets vergroot. Het materiaal op de bodem blijft nog steeds hoofdzakelijk op de stortplaats gelokaliseerd. Wanneer het effect van de golven in rekening worden gebracht (Figuur 12), wordt, zoals hoger aangetoond, al het materiaal geërodeerd en blijft er geen materiaal achter op de stortplaats. De vlek, waarover het materiaal is verspreid is iets verbreed, maar de lengte van de vlek is iets afgenomen. De concentratie van het materiaal in suspensie is natuurlijk toegenomen.



Figuur 12: Massa in suspensie wanneer advectie, diffusie en het effect van golven in rekening worden gebracht. Contourlijnen op 0., 0.04, 0.07, 0.11, 0.15, 0.18 en 0.22 kg/m².

De test illustreert dus duidelijk de invloed van de golven op het in suspensie brengen van het materiaal gedurende de stormperiodes. Wanneer de golven niet in rekening worden gebracht, blijft ongeveer 85 % van het fijne zand achter op de stortplaats. Wanneer de golven wel worden ingerekend, blijft er geen materiaal meer achter. Het is echter duidelijk dat de gekozen parameters, die het sediment karakteriseren (kritische bodemspanningen, erosieconstante, valsnelheid en dergelijke) een belangrijke invloed hebben op het gedrag van de sedimenten. Een zo goed mogelijke calibratie van deze parameters is dus belangrijk.

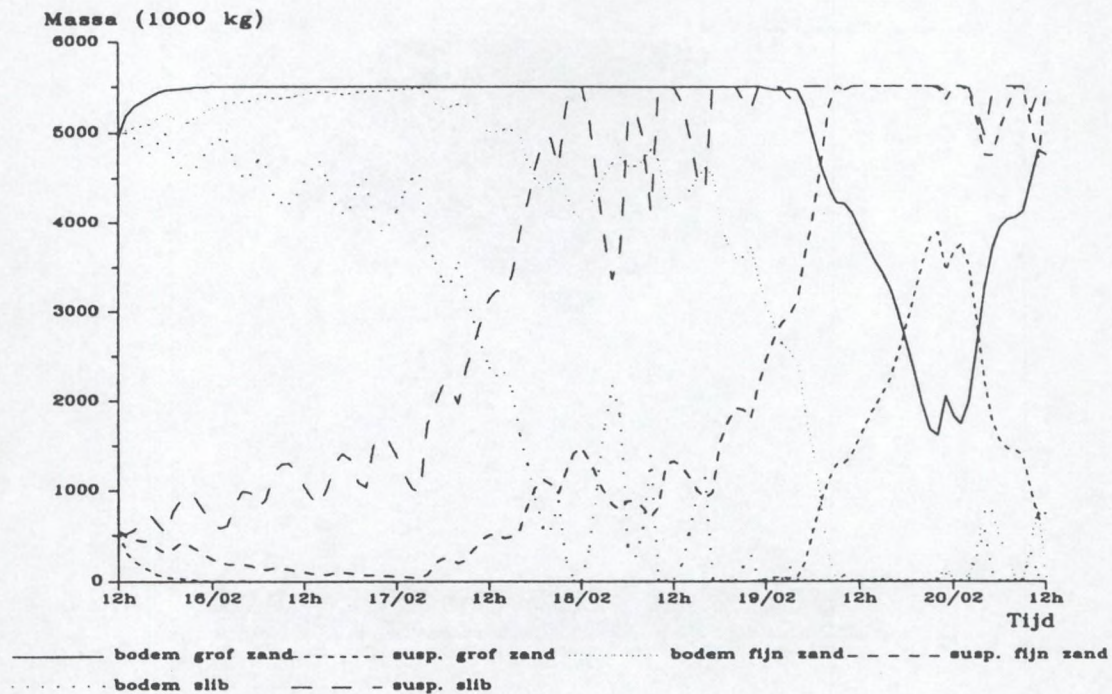
Wanneer de resultaten van het *mu*-STM model worden vergeleken met de resultaten van een eenvoudig Euleriaans sedimenttransportmodel, kan men een indruk krijgen van de numerieke of pseudo-diffusie, die in het model wordt geïntroduceerd, dit in vergelijking met het Euleriaans transportmodel. In Figuur 13 wordt daarom voor dezelfde simulatie de resultaten weergegeven, verkregen met een eenvoudig Euleriaans sedimenttransportmodel. Het model is een uitbreiding van het hydrodynamisch model *mu*-BCZ en gebruikt een eerste-orde expliciet voorwaarts differentieschema voor de advectie van het materiaal.



Figuur 13: Resultaten van het model *mu-BCZS*: een eenvoudig Euleriaans sedimenttransportmodel: massa in suspensie, wanneer alleen advectie in rekening wordt gebracht.

Na dezelfde simulatie is bij deze methode het materiaal over een groot gebied verspreid, dat ongeveer de hele oostkust bestrijkt en dat zich tot aan de noordzijde van het modelrooster uitstrekt. De vlek, waarover het materiaal wordt verspreid is zelfs vele malen groter dan de vlek die wordt verkregen met het *mu-STM* model, met inrekening van advectie en diffusie. De numerieke diffusie, die met het differentieschema wordt geïntroduceerd, is dus vele malen groter dan de feitelijke diffusie van $10 \text{ m}^2/\text{s}$ en bepaalt de resultaten in grote mate.

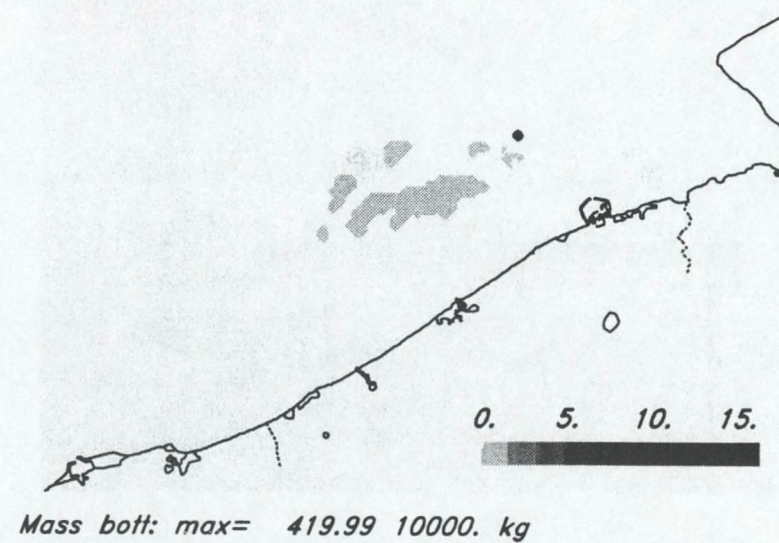
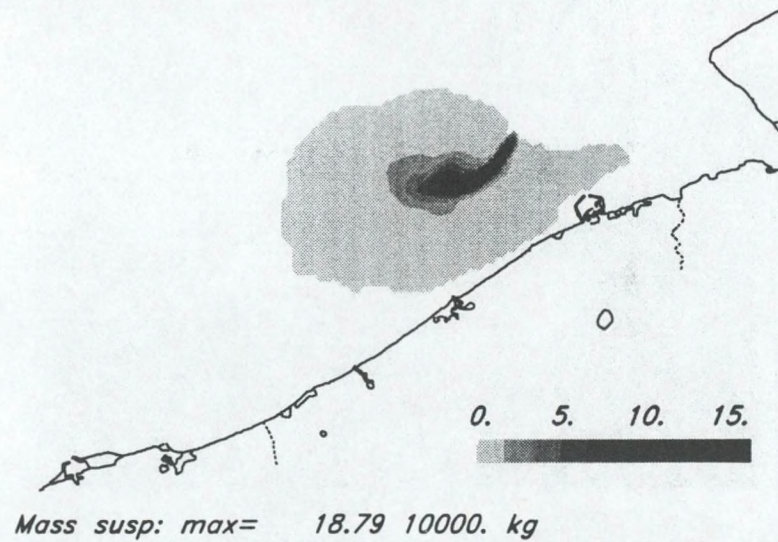
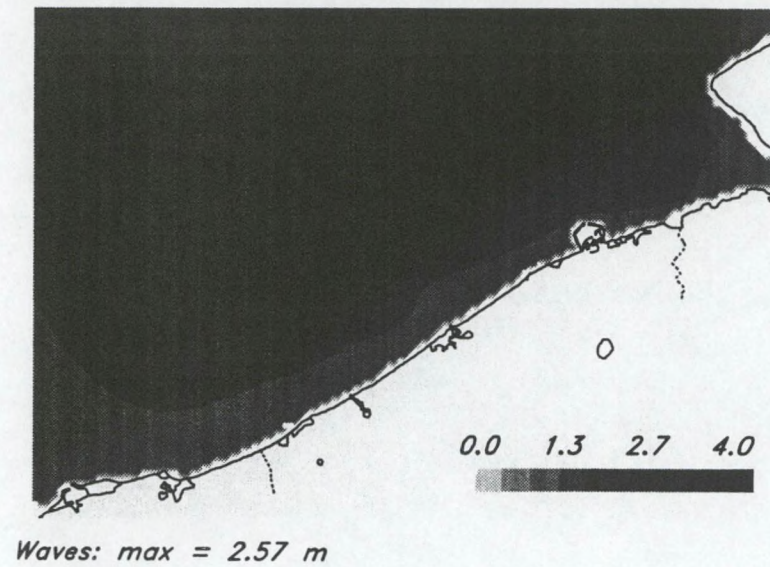
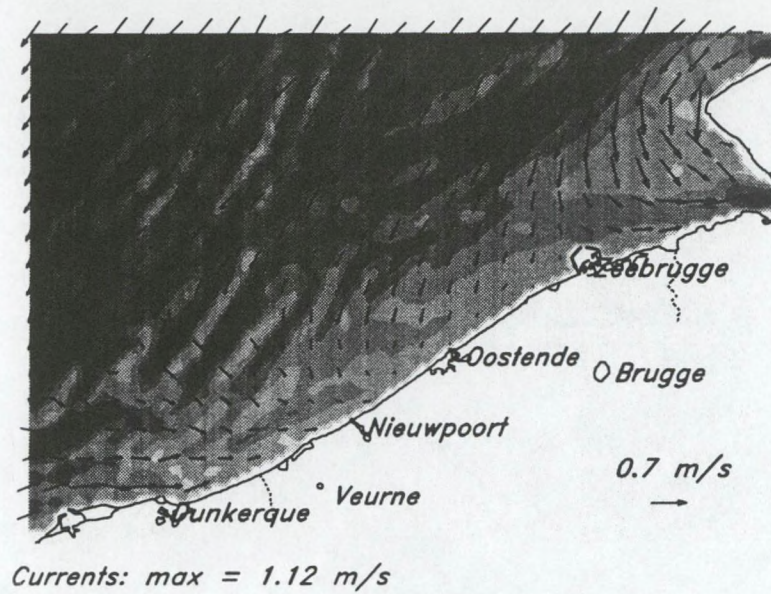
Tot slot wordt een simulatie uitgevoerd van een baggerspeciéstorting op de stortplaats BR & W S1, waarbij drie verschillende materialen worden vertegenwoordigd. In totaal wordt er 16500 ton baggerspecie gestort, waarvan één derde slib, één derde fijn zand en één derde grof zand wordt verondersteld (BMM & AWZ, 1993). Er wordt opnieuw aangenomen dat 90 % van de gedumpte baggerspecie direct zakt tot op de bodem en dat slechts 10 % in de waterkolom achterblijft. In Figuur 14 wordt de hoeveelheid materiaal in suspensie en op de bodem voorgesteld voor de verschillende sedimenten. Het grof zand dat initieel in suspensie is, zal direct bezinken en blijft ter plaatse liggen tot op het einde van de simulatie, tot er een storm optreedt. Onder invloed van de stromingen en de golven kan dan ongeveer twee derde van het groffe zand in suspensie komen en worden getransporteerd. Wanneer de storm terug luwt, zal het zand terug worden afgezet. Het fijnere zand kan iets sneller in suspensie komen en worden verplaatst. Het slib zal ook gedurende de eerste dagen, tijdens de rustigere periode in suspensie kunnen komen. Wanneer er hoge stromingssnelheden optreden zal het slib in suspensie komen, terwijl het materiaal terug wordt afgezet, wanneer de getijstrooming terug daalt.



Figuur 14: Hoeveelheid massa in suspensie en op de bodem voor de verschillende sedimenten

Om de resultaten van het model nauwkeurig te kunnen bestuderen, werden twee programma's ontwikkeld, die 'animaties' van de modelresultaten produceren, waar verschillende parameters tegelijk worden afgebeeld. Een eerste animatie (zie een voorbeeld in Figuur 15) geeft bovenaan een afbeelding van de aanwezige stromingen (links - één snelheidsvector op 36 wordt voorgesteld) en van de aanwezige golven (rechts), terwijl onderaan de hoeveelheid materiaal in suspensie (links) en op de bodem (rechts) wordt afgebeeld. Bij deze animatie wordt er geen onderscheid gemaakt tussen de verschillende sedimentklassen. Deze animatie kan worden gebruikt om na te gaan hoe het materiaal onder de invloed van de stromingen en de golven wordt geërodeerd, hoe het materiaal in rustigere periodes terug wordt afgezet en hoe het materiaal in suspensie met de getijden heen en weer wordt geadvecteerd. In Figuur 15 kan worden nagegaan hoe het model een sedimentpluim, die wordt gevormd wanneer er materiaal wordt geërodeerd, kan voorstellen, zonder dat onder de invloed van numerieke diffusie de pluim over een grotere oppervlakte wordt verspreid. In een tweede animatie (zie bijvoorbeeld Figuur 16) worden bovenaan opnieuw de stromingen en de golven weergegeven, terwijl onderaan voor elk modelpunt wordt weergegeven, welk sediment het sterkste vertegenwoordigd is. Met behulp van deze animatie kan het verschil in gedrag van de verschillende sedimenten worden bestudeerd.

sediment transport model mu-STM

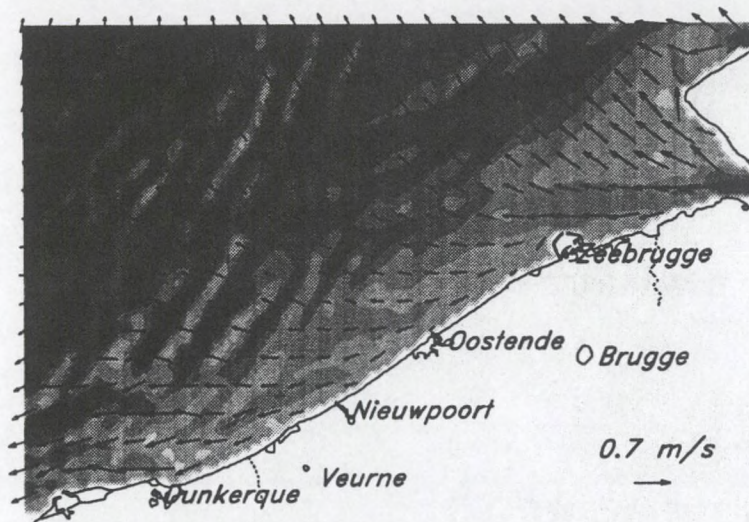


time 930219 090000 -- Project mumm-ddkh

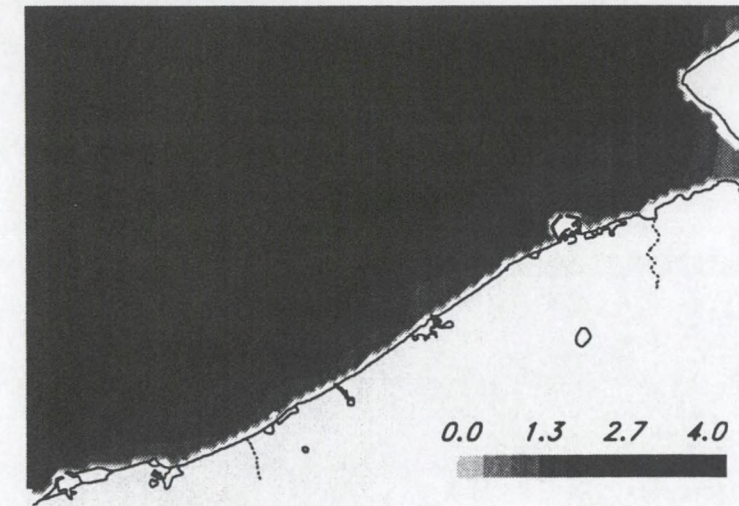
sus=1228.4 bot= 421.5 tot=1650.0 off= 0.0 TOT=1650.0 masses in 10000 kg

Figuur 15: Animatie van de modelresultaten met de totale hoeveelheden van het sediment

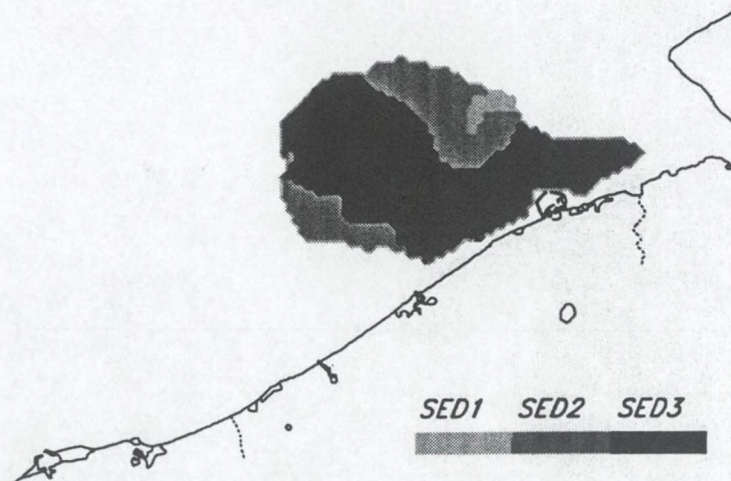
Sediment transport model mu-STM



Currents: max = 1.11 m/s

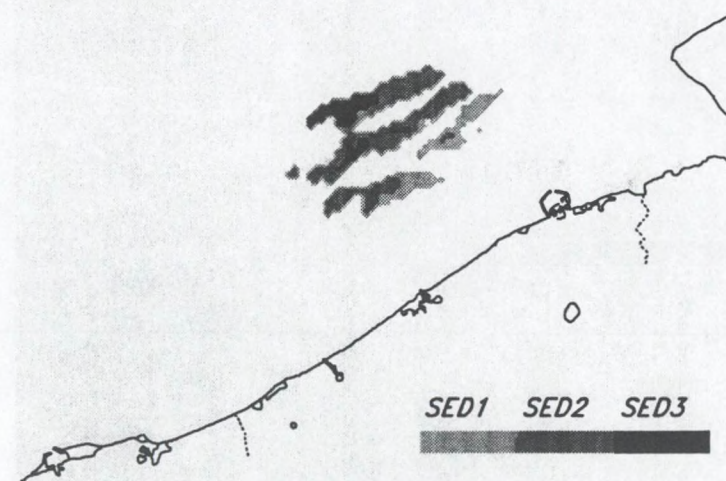


Waves: max = 2.90 m



Mass susp: sed1= 208.50 sed2= 549.19

Mass susp: sed3= 549.62 - masses in 10000. kg



Mass bott: sed1= 341.49 sed2= 0.80

Mass bott: sed3= 0.35 - masses in 10000. kg

time 930219 150000 -- Project mumm-ddkh

sus=1307.3 bot= 342.6 tot=1650.0 off= 0.0 TOT=1650.0 masses in 10000 kg

Figuur 16: Animatie van de modelresultaten met de verspreiding van de verschillende sedimenten

Wanneer de resultaten van het model worden vergeleken met de algemene tendensen, die uit de tracerproeven van HAECON N.V. (HAECON N.V., 1993a, 1993b) kunnen worden afgeleid geven deze eerste modelresultaten bevredigende resultaten. Zowel uit de tracerproeven als uit deze eerste modelresultaten blijkt dat de sedimenten niet op de huidige stortplaatsen zullen blijven liggen. Het slib zal direct worden uitgewassen, terwijl het fijn en het groffer zand onder de invloed van stormen in transport zullen worden gebracht. Een deel van het materiaal zal terug naar de Belgische kustzone worden getransporteerd. Uit testen blijkt dat de meteorologische situatie van belang kan zijn voor het residuele transport. Dit zal nog nader moeten worden onderzocht. In deze eerste modelresultaten worden echter geen aanduidingen gevonden voor een transport van baggerspecie in de richting van de Westerschelde. Dit transport treedt nochtans wel op, blijkens de tracerproeven. De mogelijke redenen voor dit transport (invloed van de golven, invloed van horizontale dichtheitsverschillen, dichtheitsstromingen, invloed van de meteorologische situatie) zal nader worden onderzocht.

3.5 Conclusies van het mu-STM model

In het kader van een project naar de optimalisatie van baggerstortplaatsen werd een tweedimensionaal model ontwikkeld voor de berekening van de dispersie van gedumpte baggerspecie. Het model kan rekening houden met verschillende sedimentklassen en berekent de advectie en diffusie van de sedimenten in suspensie. Bij de berekening van de erosie en de sedimentatie van de verschillende sedimenten wordt rekening gehouden met de getijstromingen en de golven. Voor de berekening van de advectie gebruikt het model de semi-Lagrangiaanse Second Moment-methode, terwijl de diffusie volgens de wet van Fick is gemodelleerd. De verschillende implementaties werden uitgebreid getest.

In een eerste test werd het belang van de golven voor het transport van sedimenten op het Belgisch Continentaal Plat aangetoond. Het groffere materiaal zal onder invloed van de golven in suspensie kunnen komen en door de getijstromingen worden getransporteerd. In een tweede test werd aangetoond dat in het gebruikte model, in vergelijking met een klassieke Euleriaanse sedimenttransportmodel zeer weinig numerieke diffusie wordt gegenereerd. Tot slot werd het model toegepast voor een reële simulatie van een baggerspeciéstorting op de stortplaats BR & W S1. Hier werd het belang van de parameters, die de verschillende sedimenten karakteriseren, aangetoond. In het algemeen geeft het model bevredigende resultaten.

In de nabije toekomst zal het model worden gecalibreerd aan de hand van meetresultaten. Verder zal er worden onderzocht of er nog processen zijn, die in het model tot nu toe nog niet zijn ingerekend en die een bijkomend kustwaarts transport kunnen verklaren.

4 Algemene conclusies

In dit artikel worden twee verschillende sedimenttransportmodellen, die recent aan de B.M.M. werden ontwikkeld, besproken. Het eerste model is een eenvoudig model dat het sedimenttransport lokaal berekent aan de hand van de aanwezige getijstromingen

en golven. De getijstromingen en de golven worden door aparte mathematische modellen berekend. Een tweede model gebruikt een semi-Lagrangiaanse aanpak en is ontwikkeld om gedumpte baggerspecie doorheen het modelrooster te kunnen traceren.

Alhoewel het transport van de sedimenten een complexe materie is en hieromtrent nog veel onzekerheden bestaan, kunnen de ontwikkelde modellen toch hun nut bewijzen bij het bestuderen van het sedimenttransport op het Belgische Continentaal Plat. Enerzijds kunnen de modellen een eerste kwalitatieve bepaling geven van het transport van de sedimenten. Een calibratie van de verschillende modelparameters is dan van groot belang. Verder kunnen de modellen gebruikt worden voor sensitiviteitsstudies of kunnen bepaalde processen nader worden bestudeerd. Zo werd met behulp van de modellen het belang van de golfwerking voor het sedimenttransport op het Belgische Continentaal Plat aangetoond.

5 Dankbetuigingen

Het model voor de berekening van het transport van zand werd ontwikkeld in het kader van het project 'Sedimenttrendanalyse', dat door de B.M.M. in opdracht van HAECON N.V. wordt uitgevoerd. Het model voor de berekening van de dispersie van baggerspecie wordt ontwikkeld in het kader van het project 'Sedimenttransportmodel', dat voor het Vlaamse Ministerie van Openbare Werken en Verkeer, Dienst der Kusthavens wordt uitgevoerd. De auteur dankt José Ozer voor de ontwikkeling van het *mu-BCZ* model, voor zijn hulp bij de ontwikkeling van het *mu-STA* model en voor zijn opbouwende kritiek.

6 Referenties

- [1] ACKERS, P. & W.R. WHITE, 1973. Sediment transport: new approach and analysis. Proc. A.S.C.E. J. Hydraul. Div., 99, HY11, 2041-2060.
- [2] ADAM, Y., 1979. Belgian real-time system for the forecasting of currents and elevations in the North Sea. In: Marine forecasting: predictability and modelling in ocean hydrodynamics, J.C.J. Nihoul (ed.), Elsevier Oceanography Series, 25, 411-425.
- [3] ADAM, Y. & A. STERLING, 1984. La prévision des marées-tempêtes le long de la Côte Belge. Extrait des annales des Travaux Publics de Belgique, 2, 105-115.
- [4] BIJKER, E.W., 1966. The increase of bed shear in a current due to wave motion. In: Proc. 10 Conf. Coast. Eng., Tokyo, 746-765.
- [5] DE KOK, J.M., 1988. De second moment method toegepast op stofverspreiding in een meerlagenmodel. Rapport GWAO 88.362, Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, Den Haag, 19 pp.
- [6] DE KOK, J.M., 1991. Slibtransport rond loswal Noord - Alternatieve stortlokaties. Rapport GWAO 91.002, Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, Den Haag, 46 pp.
- [7] DE KOK, J.M., 1992. A 3-D finite difference model for computation of near- and far-field transport of suspended matter near a river mouth. Cont. Shelf Res., 12, 635-642.
- [8] DE KOK, J.M., J.M. LOURENS & J.H.M. DE RUIG, 1992. Baggerspecie, van Waterweg tot Waddenzee - Fysische en milieukundig onderzoek naar de alternatieven voor Loswal Noord. Rapport DGW 92.030, Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, Den Haag, 91 pp.
- [9] DE MULDER, T., 1992. Selection of improved advection scheme for the 2-D scalar transport equation. MUMM's contribution to MAST-0050 (PROFILE). Tech. Rep., Management Unit Mathematical Model North Sea, Brussels, 40 pp.
- [10] DE RUIJTER, W., K. HUBER & J. BACKHAUS, 1987. North Sea circulation. In: Report of the Oceanography Subgroup. Second International Conference on the Protection of the North Sea,

- Scientific and Technical Working Group. Ch. 4, 19-36.
- [11] DJENIDI, S. & F. RONDAY, 1992. Dynamique sédimentaire en mer à marée. In: Etude du plateau continental nord-ouest Européen: Structure et mouvements verticaux, Institut de recherches marins et d'interactions air-mer, Université de Liège, 53-61.
 - [12] ECOPS, 1993. Outcome of the ECOPS-Euroconference on 'Prediction of Change in Coastal Seas' Grand challenges for european cooperation in coastal marine science. ECOPS Coastal Steering Group, Den Haag, Nederland, 52 pp.
 - [13] EGAN, B.A. & J.R. MAHONEY, 1972. Numerical modeling of advection and diffusion of urban area source pollutants. J. Appl. Meteorology, 11, 312-322.
 - [14] ENGELUND, F.A. & E. HANSEN, 1967. A monograph on sediment transport in alluvial streams. Tek. Forlag, Copenhagen.
 - [15] GRANT, W.D. & O.S. MADSEN, 1982. Moveable bed roughness in unsteady oscillatory flow. J. Geophys. Res., 87, 469-481.
 - [16] GÜNTHER, H. & W. ROSENTHAL, 1985. The hybrid parametrical (HYPA) wave model. In: Ocean wave modelling, SWAMP Group, Plenum Press, New York, 211-214.
 - [17] HAECON N.V., 1992. Stortplaatsonderzoek: Wetenschappelijke evaluatie van Sediment-Trend-Analyse technieken (STA). Rapport ISS1154/92/00032, 39 pp.
 - [18] HAECON N.V., 1993a. Onderzoek naar stortplaatsen, stortplaatsinrichtingen en herbruik van baggerspecie ter verhoging van het globaal rendement van onderhoudsbaggerwerken. Recirculatie-tracerproef Sx1 aan stortplaatsen ZB-Oost en S2. Synthese der meetresultaten. Rapport MSB0721/93/00232, 43 pp.
 - [19] HAECON N.V., 1993b. Onderzoek naar stortplaatsen, stortplaatsinrichtingen en herbruik van baggerspecie ter verhoging van het globaal rendement van onderhoudsbaggerwerken. Recirculatie-tracerproef Sx2 aan de noordflank Akkaertbank en de ebschaar BR & W S1 en BR & W S2. Synthese der meetresultaten. Rapport MSB0721/93/00287, 42 pp.
 - [20] HAECON N.V., 1994. Onderzoek naar stortplaatsen, stortplaatsinrichtingen en herbruik van baggerspecie ter verhoging van het globaal rendement van onderhoudsbaggerwerken. Stortplaatsonderzoek. Bijacte 1: Beproeving van sedimenttrendanalyse voor het bepalen van het globaal residueel sedimenttransportpatroon (Project : Sedimenttransportanalyse - fase 1). Eindrapport sedimenttransportanalyse: interpretatie van de STA-resultaten. Rapport ISS1165/94/00085, 88 pp.
 - [21] HUNTLEY, D.A. & A.J. BOWEN, 1990. Modeling sediment transport on continental shelves. In: Modeling marine systems. A.M. Davies (ed.), CRC Press Inc., Ch. 10, 221-254.
 - [22] KRONE, R.B., 1962. Flume studies of the transport of sediment in estuarial shoaling processes. Final Report, Hydraul. Eng. Lab. and Sanitary Eng. Research Lab., Univ. California, Berkeley.
 - [23] JOHNSON, B., M.J. TRAWLE & S. ADAMEC, 1988. Dredged material disposal modelling in Puget Sound. J. Waterway, Port, Coast, Ocean Eng., 114, 700-713.
 - [24] MADSEN, O.S. & W.D. GRANT, 1975. The threshold of sediment movement under oscillatory waves. A discussion. J. Sediment. Petrol., 45, 360-361.
 - [25] MALHERBE, B., 1989. Case study of dumping in open areas. In: Proc. of the International Seminar on the Environmental Aspects of Dredging Activities, Nantes, France, 27/11-1/12/1989, Cl. Alzieu & B. Gallenne (eds.), 227-261.
 - [26] MCCAVE, I.N., 1984. Erosion, transport and deposition of fine-grained marine sediments. In: Fine-grained sediments: deep water processes and facies, D.A.V. Stow & D.J.W. Piper (eds.), Blaxwell Scientific Publications, Oxford, 35-69.
 - [27] MINISTERIE VAN VOLKSGEZONDHEID EN LEEFMILIEU - BMM & ADMINISTRATIE INFRASTRUCTUUR EN ZEEWEZEN - AZW, 1993. Ecologische impact van baggerspecie lossingen voor de Belgische kust. Eindrapport, Brussel, maart 1993, 101 pp.
 - [28] O'CONNOR, B.A., 1984. Coastal sediment modelling. In: Lecture notes on Coastal and Estuarine studies: 12. Offshore and Coastal Modelling, P.P.G. Dyke, A.O. Moscardini & E.H. Robson (eds.), Springer Verlag, New York, Ch. 6, 109-136.
 - [29] PARTHENIADES, E., 1962. A study of erosion and deposition of cohesive soils in salt water. Ph.D. Diss., Univ. California, Berkeley.
 - [30] PEDERSEN, L.B. & L.P. PRAHM, 1974. A method for numerical solution of the advection equation. Tellus, 26, 594-602.
 - [31] SHANNON, J., 1979. A Gaussian moment-conservation diffusion model. J. Applied Meteorology, 18, 1406-1414.
 - [32] SHENG, Y.P. & W. LICK, 1979. The transport and resuspension of sediments in a shallow lake.

- J. Geophys. Res., 84, 1809-1826.
- [33] SHIELDS, A., 1936. Anwendung der aehnlichkeitsmechanik und der turbulenz forschung auf die geschiebebewegung. Mitt. Preuss. Versuchsanstalt Wasserbau Schiffbau, Berlin, 26.
 - [34] SLEATH, J.F.A., 1984. Sea bed mechanics. Wiley-Interscience, New York, 335 pp.
 - [35] SMITH, J.D. & S.R. MCLEAN, 1977. Boudary layer adjustments to bottom topography and suspended sediment. In: Bottom turbulence, J.C.J. Nihoul (ed.), Elsevier Oceanography Series, 19, 123-151.
 - [36] SPAULDING, M.L. & D. PAVISH, 1984. A three-dimensional numerical model of particulate transport for coastal waters. Cont. Shelf Res., 3, 55-67.
 - [37] STRIDE, A.H., 1973. Sediment transport by the North Sea. In: North Sea Science, E.D. Goldberg (ed.), MIT Press.
 - [38] SÜNDERMANN, J. & R. KLÖCKER, 1983. Sediment transport modelling with applications to the North Sea. In: North Sea Dynamics, J. Sündermann & W. Lenz (eds.), Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 453-471.
 - [39] SWART, D.H., 1976. Coastal sediment transport. Computation of long-shore transport. Report R968 (1), Delft Hydraulics Lab., The Netherlands.
 - [40] SWART, D.H., 1977. Weighted value of depth of initiation of movement. Report NR10, Stellenbosch, South Africa.
 - [41] VAN DEN EYNDE, D., 1992. mu-WAVE: an operational wave forecasting system for the Belgian coast. In: Proc. 3th Inter. Workshop Wave Hindcasting and Forecasting, May 19-22, 1992, Montréal, Canada, 313-324.
 - [42] VAN DEN EYNDE, D., 1994a. Keuze van het meest geschikte model voor toepassing in het project 'Sedimenttransportmodel'. Rapport BMM/STM/TR01, Beheerseenheid Mathematisch Model Noordzee, Brussel, 29 pp.
 - [43] VAN DEN EYNDE, D., 1994b. Beschrijving van het sedimenttransportmodel *mu-STM*. Rapport BMM/STM/TR04, Beheerseenheid Mathematisch Model Noordzee, Brussel, 65 pp., 92 fig.
 - [44] VAN DEN EYNDE, D. & P. DE WOLF, 1990. Deiningsprediktie aan de Belgische kust. Water, 52, 168-172.
 - [45] VAN DEN EYNDE, D. & J. OZER, 1993. Sediment-trend-analyse: berekening van sediment-transport met behulp van een mathematisch model. Studie uitgevoerd in opdracht van HAECON N.V., Rapport BMM/STA/TR01, Beheerseenheid Mathematisch Model Noordzee, Brussel, 49 pp.
 - [46] YANG, L.W., 1994. The comparison and improvement of different schemes for solving the advection term in the advection-diffusion equation. Tech. Rep. MUMM/YANG/TR01, Three-dimensional modelling of the transport and disperion of pollutant in coastal waters, Institute of Marine Environmental Protection, State Oceanic Administration, China and Management Unit Mathematical Model North Sea, Brussels, 52 pp.

Instrumenten en methodes voor de evaluatie en de beperking van milieuimpakt van baggerwerken en de sanering van sedimenten.

De Brabandere J. - Silt NV

25570

1. Inleiding

Bij de behandeling van de baggerspecie bestaat op dit ogenblik nog een belangrijk inkompatibiliteitsprobleem. Enerzijds zijn er de belangrijke volumes baggerspecie, die jaarlijks dienen te worden verwijderd, en anderzijds bestaan er geen behandelingstechnieken, die al deze specie kunnen behandelen. Nochtans beginnen de inspanningen, die de jongste jaren op het vlak van R&D werden gedaan ook vruchten af te werpen. Dit gaat in twee richtingen.

1. Enerzijds stijgt het inzicht in de problematiek, zowel kwantitatief, als kwalitatief. Dit is onder meer het gevolg van verbeterde analysetechnieken. Er wordt bij voorbeeld al een onderscheid gemaakt in *soorten* baggerspecie. (zwart + stinken => verontreinigd) Er wordt gesproken over klasse 1 tot en met 5 specie. Er bestaan goede, en steeds betere (= nauwkeurigere) methodes, die steeds sneller een globaal beeld van de kwaliteit van een sediment kunnen geven. Ook zal men over enkele jaren wellicht mits de nodige studie over ekotoxikologische meetinstrumenten kunnen beschikken. Hiervoor is de ontwikkeling van echte solid-phase tests bijzonder belangrijk. Dit zijn bij voorbeeld: gekombineerde tests op bacteriologisch niveau, zowel als op bodemflora en op het niveau van de plant. (Microtox, wormtest, bietentests, kiemtests, mung-bean test...enz..)
2. Anderzijds komen er echte behandelingstechnieken ter beschikking van de beleids mensen, die toepasbaar zijn en efficiënt. Het feit dat deze nog vrij duur zijn, en dit zeker in vergelijking met klassieke baggerwerken, hoeft niet per se negatief te zijn. Het werkt juist de selektiviteit in de hand, die ook noodzakelijk is om de beperktheid van middelen langs de ene kant en van capaciteit aan de andere kant op te vangen. We gaan bij wijze van spreken toch ook niet alle mensen met hoofdpijn onder de scanner leggen, als een middel als aspirine kan helpen.

SILT N.V. KORT VOORGESTELD

Silt is ontstaan in de schoot van 2 maatschappijen, die zich sinds vele decennia lang bezig houden met het behandelen van grond. Enerzijds hebben we Dredging International N.V. en anderzijds Baggerwerken Decloedt. Zij waren in feite de eerste bedrijven, die gekonfronteerd werden met de verontreiniging van baggerspecie, en de gevolgen van de internationale milieuwetgevingen, betreffende het storten van baggerspecie. Ik denk hier bij voorbeeld aan de London Dumping Convention, en Oslo Commission. Zij bevinden zich immers aan het einde van een lange ketting van vervuilende activiteiten, die bodem en water aantasten.

De firma Silt legt zich vooral toe op de behandeling van slib, en dit in zijn meest ruime betekenis. Slib is een verzamelnaam voor heterogene al of niet sterk gekoncentreerde mengsels van water en fijnkorrelige deeltjes met eigen specifieke fysische en chemische eigenschappen. Zo is fluviaal slib het eindprodukt van een natuurlijk proces waarbij erosiemateriaal als gesuspendeerd materiaal getransporteerd wordt en sedimenteert in kalme wateren. Het slib bestaat uit minerale deeltjes en organisch materiaal.

Naast dit type slib is er ook nog het slib afkomstig van procesindustriën (bij voorbeeld galvanisatie- en petrochemische verwerkende bedrijven, bio-bedrijven, enz...) en waterzuiveringsinstallaties.

In het kader van deze workshop beperken we ons tot de baggerspecieproblematiek. Hierbij dienen volgende items behandeld:

1. Welke types verontreinigingen treffen we aan?
2. Hoe moeten we deze evalueren?
3. Hoe kunnen ze worden behandeld?

TERMINOLOGIE: BAGGERSPECIE, VERONTREINIGD OF NIET?

Baggerspecie is het produkt, dat ontstaat bij de ruiming van waterlopen, rivieren en havens. Het gaat hem hierbij zowel om baggerwerken, die worden uitgevoerd met het oog op de aanleg van nieuwe waterwegen en havens, als om baggerwerken, die voor het instandhouden van nautische dieptes dienen te worden uitgevoerd. Hieronder kan men ook rekenen het ruimen van waterlopen om de algemene afwatering te verzekeren.

Het uitvoeren van dergelijke werken werd vroeger zonder problemen geaccepteerd. Sterker nog het eindprodukt, met name baggerspecie was een gegeerd produkt, dat in de landbouw als bodemverbeteraar werd aangewend. Die tijd is lang voorbij.

Samen met de algemene verontreiniging van de oppervlaktewateren, werd geleidelijk ook vastgesteld dat de waterbodembodem eronder niet steeds als zuiver kon worden aanzien. De grote druk vanwege steden, industrie en landbouw op de waterlopen heeft de globale kwaliteit ervan sterk doen dalen. De verontreiniging van de sedimenten van vele waterlopen zorgt er nu voor dat het materiaal niet direct meer kan worden gebruikt voor landbouwdoeleinden of bodemvulling. Het probleem van de baggerspecie wordt steeds nijpender, ten gevolge van de link met het beperkte aanbod dat bestaat aan geschikte stortplaatsen. Gezien de verontreinigingsgraad kan het enkel in speciaal daartoe ontworpen deponie's gebracht. Er is hiervoor een ruimtegebrek. De storkost vertoont mede daarom een

stijgende trend. Een en ander maakt dat de druk om tot behandeling gevolgd door recyclage van dit materiaal over te gaan steeds groter wordt. Wie echter spreekt over recyclage, spreekt over milieuveilige produkten. Baggerspecie als produkt van de baggerwerken kan niet altijd onder die noemer worden ondergebracht.

Nochtans moet men de grote massa baggerspecie in verschillende groepen onderbrengen. Wat Vlaanderen betreft kan men de situatie als volgt beschrijven. Er wordt jaarlijks in de Vlaamse regio 40 miljoen m³ onderhouds- en baggerspecie geproduceerd. Dit kan worden onderverdeeld als volgt:

Infrastructuurbaggerspecie.

Er wordt nog steeds baggerspecie geproduceerd afkomstig van infrastructuurwerken. Dit materiaal is per definitie zuiver (behalve indien het tegendeel bewezen wordt). Voor herbruik kan het soms problemen opleveren van fysische aard, zodat het een voorafgaandelijke bewerking dient te ondergaan. Dit is dan te wijten aan de fijne korrelverdeling van het materiaal.

Marien slib.

Hierbij moeten we wat Vlaanderen betreft denken aan alle slib dat in de kusthavens van de Noordzee, en in de grote toegangsvaargeulen naar de kust wordt gebaggerd. In het MER-rapport betreffende de impact van baggerspecielossingen in de Noordzee, werd aangetoond dat quasi alle baggerspecie afkomstig van de onderhoudsbaggerwerken aan de Vlaamse kust zuiver is. Het kan zonder meer en volledig binnen de internationaal geldende wetgevingen worden gestort en indien gewenst herbruikt. Zo wordt regelmatig zand afkomstig van baggerwerken gebruikt om de stranden aan de Vlaamse kust op te hogen. Dit heeft een tweevoudig effect: toeristisch economisch en kustbeschermend.

Onderhoudsspecie: licht tot matig verontreinigd.

Dit vormt de hoofdgroep van alle slib, dat langs de Vlaamse waterwegen wordt gebaggerd. Men kan dit slib niet als zuiver beschouwen. Er is steeds een zekere mate van contaminatie te vinden van deze of gene pollutant. Het materiaal kan volgens de Vlarem regelgeving soms wel, en soms niet worden gebruikt voor bodemherbruik, maar vaak stelt men een sterke druk vast vanwege de publieke opinie om het materiaal toch maar te storten. Echter liever in de buurgemeente als in zijn eigen tuin. Voor dit type slib is nu een geschikte geïntegreerde techniek op punt gesteld om het aanvaardbaar te maken voor herbruik.

Dit slib treft men aan in het merendeel van de waterlopen

Onderhoudsspecie: Bevaarbare waterlopen en Ruimingsspecie onbevaarbare waterlopen: zwaar verontreinigd.

Dit is het echte probleemslib, dat volgens de Vlarem regelgeving niet kan worden aangewend op de bodem. Dit materiaal dient dan ook ofwel, en voor zover mogelijk voorafgaandelijk behandeld, ofwel geïsoleerd uit het milieu. Dit slib vindt men op gelokaliseerde plaatsen in waterlopen, rond bepaalde industriën, en soms in de nabijheid van lozingspunten van rioleringsnetten.

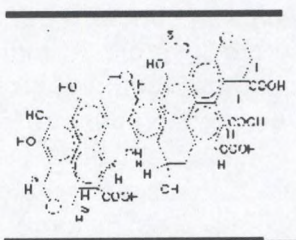
Verontreiniging: oorsprong en kwalifikatie

De vervuiling van de onderwaterbodem van de rivieren en kanalen is zoals reeds vermeld een rechtstreeks gevolg van de vervuiling van de waterlopen. Ieder productieproces produceert een afvalstroom. Een groot gedeelte komt met het afvalwater in de waterlopen terecht. Zolang deze emissie aanhoudt, blijft er bijgevolg een accumulatie optreden. Nochtans is een groot gedeelte van de bestaande verontreiniging van historische aard. Er onderscheiden zich twee belangrijke groepen van verontreiniging.

A: Anorganisch

De term anorganisch wijst op het feit dat de oorsprong van deze polluenten niet organisch is. Het betreft dus die verbindingen, die niet in de koolstofchemie voorkomen. De belangrijkste groep van de anorganische polluenten, zijn ontegensprekelijk de zogenaamde zware metalen. Ze blijven ten allen tijde in het milieu aanwezig, en hebben de intrinsieke eigenschap dat ze op ieder ogenblik kritisch kunnen worden. Omwille van hun mogelijks toxisch gedrag worden volgende metalen gecheckt op hun aanwezigheid in slib: As, Cd, Cu, Co, Hg, Zn, Pb, en Zn

Fig. 1 modelstructuur humuszuur.



B: Organisch

Organische verbindingen daarentegen zijn deze, die deel uitmaken van de koolstofchemie. De molekulen zijn bijgevolg opgebouwd uit koolstofketens. Vaak zijn ze erg similair van opbouw met verbindingen, die in biochemische pathway's optreden. Dit op zich verklaart soms hun toxisch gedrag. Organische polluenten zijn in principe ook steeds afbreekbaar, hetzij op een natuurlijke wijze door ontbinding, hetzij door een chemische omzetting.

Een belangrijk onderscheid dient ook gemaakt tussen natuurlijk bodemorganisch materiaal, eveneens bekend onder de term humus, en organisch materiaal dat als een anomalie in slib aanwezig is. Humusmateriaal is het eindprodukt van een kompleks degradatie mechanisme, waarbij planten, en dierlijk afval geleidelijk worden afgebroken. Deze produkten hebben de neiging om steeds komplexere, en terzelfdertijd ook meer stabiele chemische verbindingen te vormen. Door hun polyelectrolytisch karakter en hun grote CEC-kapaciteit zijn ze in staat erg stabiele verbindingen aan te gaan met ionen (sporenelementen) in het algemeen en zware metalen in het bijzonder. Deze eigenschap is ook erg nuttig en zelfs noodzakelijk bij het tot stand komen van een goed bodemchemisch evenwicht. Een modelstructuur van een humuszuur staat in figuur 1.

Iedere behandeling van baggerspecie dient een zo minimaal mogelijke impact te hebben op deze belangrijke bodemeigenschap. Het heeft geen zin een dusdanig sterke chemische bewerking uit te voeren, dat het eindprodukt zijn bodemfunctie in al zijn aspecten niet meer kan vervullen.

2. Klassieke aanpak van het probleem

Verontreinigde baggerspecie wordt nog in een belangrijke mate op een eerder klassieke wijze behandeld en uit het milieu geïsoleerd. Dit betekent dat een groot volume rechtstreeks na het baggeren in deponie wordt gezet. De reden hiervoor is enerzijds de huidige kostprijs en anderzijds de technische beperktheid van vele behandelingstechnieken. Al deze technieken worden nog steeds door SILT en gelijkaardige bedrijven toegepast.

Mechanische scheiding

Baggerspecie kan voorafgaandelijk worden gescheiden in verschillende frakties: fijn en grof slib, zand, en grove bestanddelen. Dit gebeurt in hoofdzaak door toepassing van hydrocyclonen, alhoewel ook centrifuges en flottatietechnieken worden gebruikt. De zandfractie wordt al dan niet nabehandeld en vervolgens herbruikt. De slibfractie wordt gestort, of eveneens nabehandeld.

Ontwateren en storten

Dergelijke nabehandeling kan onder meer bestaan in het ontwateren van het slib. Door zijn hoge ladingscapaciteit, en zijn fijne verdeling is slib in staat om een grote hoeveelheid water te adsorberen. Dit water is op een fysisch-chemische manier gebonden aan de slibdeeltjes. Door gebruik te maken van polyelektrolyten en ladingsneutraliserende stoffen worden de watermolekulen afgestoten en bezinkt het slib. Het slib kan vervolgens verder worden ontwaterd door gebruik te maken van mechanische persinstallaties. Meest gebruikte toestellen zijn filterpersen en zeefbandpersen. De laatste worden ook vaker gebruikt voor ontwatering van baggerspecie.

Fysiko-chemisch behandelen

Metalen worden vastgehouden door adsorptie, ionenuitwisseling, en kompleksatie op oxides, kleimineralen en organische stof in het slib. Door microbiologische omzetting van SO_4 wordt in het slib ook sulfide gevormd. Dit geeft in combinatie met organisch materiaal de sterkste binding. Oxidatie van slib tast deze sulfidebinding aan waarbij metalen worden vrijgesteld. Deze komen echter niet zonder meer vrij. In feite treedt er meestal enkel een faseverschuiving op, wat erop neerkomt dat de metalen op andere sinks terecht komen. Zware metalen kunnen verwijderd worden uit slib door te gaan inspelen op de chemische evenwichten, die hen weerhouden. Men spreekt dan van extraktietechnieken. Ze kunnen eveneens in hun bodemchemische verbinding worden versterkt. Men spreekt dan van fixatie. Tenslotte kunnen producten aan het slib worden toegevoegd, waarop eventueel vrije metaalionen worden vastgelegd. Men spreekt dan van immobilisatie.

Thermische behandeling

Mineraal, fijnkorrelig slib heeft een zeer groot specifiek oppervlak waardoor het polluenten sterk kan binden aan zijn oppervlak. Mineraal slib is daarom zeer sterk aangerijkt aan zware metalen en organische polluenten t.o.v. de grovere zandfractie. Omwille van de sterke binding van de polluenten aan het slib is, kan een reiniging door extractie onmogelijk zijn. Een behandeling van het slib in een thermisch proces biedt hier soms een oplossing zowel voor de zware metalen als voor de organische polluenten.

In het thermische proces wordt het mineraal slib door het bakken of branden omgezet in artificieel of kunstgrind: een herbruikbare grondstof in de bouwsector. Het proces bestaat uit volgende stappen:

Het ontwaterd slib, eventueel bijgemengd met uit het proces gerecycleerd droog slib, wordt tot korrels geagglomereerd in een extractor.

De pellets worden eerst gedroogd bij 300°C door gerecupeerde afvalwarmte. Daarna worden de pellets opgewarmd tot 900°C. Bij deze temperaturen worden alle organische polluenten, zelfs de meest stabiele gechlorineerde organische contaminanten, afgebroken. Voorwaarde is evenwel dat in deze reactiezone de zuurstof partieel druk hoog wordt gehouden, teneinde de oxiderende condities te garanderen. In een derde fase worden de pellets gebakken bij een temperatuur van 1150°C. Bij deze temperatuur vindt een vitrifikatie of keramatisatie plaats. Schadelijke zware metalen worden tijdens het proces geïncapsuleerd en gefixeerd in de keramische pelletstructuur.

De produktpellets hebben fysische eigenschappen die het geschikt maken voor gebruik als aggregaten (kunstgrind) voor beton- of als wegenbouw.

Mikrobiologische behandeling

Biodegradatie kan worden gedefinieerd als de biologische omzetting van organische verbindingen, waarbij de verbindingen zelf worden gebruikt door mikro-organismen. De afbraak vindt hoofdzakelijk plaats onder aerobe omstandigheden. Men heeft dus nood aan een goede zuurstofvoorziening. Daarenboven is de zuurstof diffusie in slib zo klein dat er zuurstoflimitatie optreedt.

3. Integratietechniek: Het ITORICS-systeem

Het nadeel van de hierboven uiteengezette behandelingstypes is dat het steeds slechts 1 aspect van de behandeling uitvoert, bij voorbeeld verwijdering van zware metalen, of minerale olie. Nooit worden beide samen aangepakt. In samenwerking met de Universiteit van Gent werd een nieuw behandelingssysteem op punt gesteld. Dit betekent konkreet het op punt stellen van een geïntegreerde methode voor de behandeling van organisch en anorganisch verontreinigde baggerspecie. Het onderzoeksproject loopt nog steeds in samenwerking met twee laboratoria van de Universiteit Gent. Nu, twee jaar is een kleinschalige behandelingsinstallatie klaar voor opbouw. Het wordt opgebouwd op het SILT recyclagecentrum. De resultaten zijn uitstekend, maar om duidelijke redenen nog niet steeds voor publikatie vatbaar.

Met de ontwikkeling van een 'geïntegreerde methode' gaat het onderzoek een stap verder dan andere reeds ontwikkelde processen, die zich toespitsen op de behandeling van één type verontreiniging. Het systeem werd ontwikkeld met slib afkomstig uit de toegangsgeul naar de Kallosluis op de Schelde in de haven van Antwerpen. Uiteraard moet het ontwikkelde proces flexibel genoeg zijn opdat ook andere gepollueerde baggerspecies kunnen behandeld worden.

Uitgaande van de basiskennis betreffende het gedrag van polluenten in slib, hun intrinsieke eigenschappen, diende een behandelingstechniek uitgewerkt, die in een gekombineerde bewerking zware metalen verwijderd, en organische polluenten afbreekt. Daarenboven diende een eindmateriaal geproduceerd, dat verder kan worden aangewend in een zo breed mogelijk spektrum van toepassingen. De techniek werd verder op punt gesteld uitgaande van de vaststellingen dat:

1. Zware metalen fundamenteel verschillen van organische polluenten. Metalen zoals lood kunnen niet afgebroken worden en moeten derhalve fysisch verwijderd worden uit het slib. Hierdoor zal altijd een restafvalprodukt overblijven, weliswaar in een sterk gereduceerde hoeveelheid.
2. De organische polluenten wel kunnen afgebroken worden. Mikroörganismen zijn in staat om via hun metabolisme de schadelijke stoffen te degraderen tot onschadelijke metabolieten en in het beste geval tot CO₂ en H₂O (volledige mineralisatie).
3. Slib voorkomt in een veelheid aan vormen en eigenschappen, waarbij het bovendien allerlei types verontreinigingen kan bevatten in een veelheid van combinaties.

Tabel 2

Vergelijking van de geëxtraheerde metaalgehalten met 2 verschillende procédés (na 2 u extractie) t.o.v. metaalhoeveelheden in natief Kalloslib

Element	Procédé I ppm	Procédé II ppm	Procédé III ppm	Totaal initiëel aanwezig (ppm)
zink	201	492.5	580.3	646
koper	0.8	81.2	112.3	130
lood	28	36.6	53	171
nikkel	13	18	38	44
cadmium	2.17	9.32	9.2	9.9
ijzer	9056	102	250	61250
mangaan	698	673	685	980

In tabel II staan een aantal typische resultaten, die met de techniek werden verwezenlijkt.

Een belangrijk aspekt bij de extractie is ook het feit dat de desorptie van het niet polluerende ijzer dient vermeden. Ijzer is is onder de oxidevorm een belangrijke sink voor andere metalen. Optimalisatie heeft ook voor gevolg dat de behandeling van het extrakt voordeliger uitkomt, (minder metaalslib). Tabel II illustreert de behaalde resultaten van de geoptimaliseerde desorptiefaze.

De resultaten uit tabel II tonen duidelijk aan dat de desorptierendementen voor de meeste metalen vrij hoog liggen. Daarenboven wordt het ijzer niet uit het slib verwijderd, wat een van de eisen van de behandeling is. Enkel de desorptie van Lood is onvoldoende. Onderzoek naar de verdere op punt stelling heeft ook dit probleem kunnen oplossen. Teneinde ook een voldoende loodmobilisatie te krijgen, wordt nu een specifieke reagens gebruikt met een concentratie van 0.5 %. De overmaat, die in het slib achterblijft, is bovendien een geschikte C-bron voor de verdere microbiologische behandeling.

BIOKKLUSIE

Een van de belangrijke vereisten van het procédé is het feit dat de desorptiefaze niet destrukatief mag zijn, en anderzijds ook een voldoende (mikro)biologische herneming moet mogelijk maken. Dit heeft onherroepelijk tot gevolg dat het slib onmogelijk volledig kan ontdaan worden van alle pollutanten zonder een vernietiging van de structuur. Bijgevolg werd met het oog op de latere microbiologische behandeling geopteerd voor een minder drastische extraktieprocedure, die enkel de niet struktureel gebonden metalen verwijdert.

Na de behandeling blijft een restfraktie aan metalen in het slib achter door de onvolledige scheiding van slib en extrakt. Na de extraktie moet het slib bijgevolg zodanig gekonditioneerd worden dat die restfraktie aan metalen stevig gebonden zijn op het slib en geen gevaar meer vormen voor het milieu. Dit proces wordt biokklusie genoemd.

ORGANISCH GEDEELTE

Het onderzoek naar de afbraak van organische mikropolluenten heeft zich vooral toegespitst op de groep van de polyaromatische koolwaterstoffen (PAK's) welke door hun toxiciteit en verspreiding één van de meest akute milieuproblemen van de jaren '90 vormen. Naarmate het onderzoek vorderde, bleek dat het niet alleen noodzakelijk was puur microbiologische aspecten te behandelen, maar dat ook de nevenproblemen een oplossing vergden. Dit betekende het op punt stellen van:

De distributie van PAK's in sedimenten is veelal zeer onregelmatig. Vanwege hun hydrofoob karakter vertonen PAK's de neiging te sorberen aan voornamelijk sediment aggregaten zoals kleimineralen en organisch materiaal. De mate waarin PAK's biobeschikbaar zijn hangt vooral af van het percentage organisch materiaal en de korrelgrootteverdeling van het sediment. Verhogen van de PAK beschikbaarheid zal mogelijks de degradatie van deze pollutanten stimuleren.

Door toevoeging van desorberende stoffen aan natief slib werd gepoogd de desorptie van zowel PAK's als zware metalen te verhogen. Verschillende produkten werden hiervoor onderzocht.

Gedrag van beschikbare PAK's

Fenanthreen en anthraceen (3 ring PAK's) worden in principe snel gedegradéerd. Deze lagere PAK's bleken **reversibel gesorbeerd** aan de sedimenten. Vierring PAK's (o.a. pyreen en fluorantheen) worden trager gedegradéerd dan de lagere PAK's. Hun gedrag in sedimenten is echter analoog met dit van de lagere PAK's.

Benzo(a)pyreen (5 ring PAK) toegevoegd aan sedimenten wordt niet gedegradeerd. Ook in sedimenten die reeds geruime tijd verontreinigd zijn met benzo(a)pyreen wordt geen spontane degradatie waargenomen bij gewone stimulatie. De hogere PAK's behoren als het ware tot een **traag reversibele fraktie**, en blijken zich in functie van de tijd te integreren in het humus-kleikomplex van het sediment. Deze PAK's bevinden zich in de interstitiële ruimten van kleipartikels en in het driedimensionaal netwerk van natief organisch materiaal, waardoor ze weinig of niet beschikbaar zijn voor mikroörganismen.

AKTIVATIE VAN DE AFBRAAK VAN PAK's

Een groot aantal organische verontreinigingen in sedimenten is afbreekbaar en kan met behulp van mikroörganismen omgezet worden in componenten welke geen of slechts een gering gevaar vormen voor mens en milieu. De snelheid van de mikrobiologische afbraak (biodegradatie) van verontreinigingen hangt in de eerste plaats af van het type pollutant. Daarnaast kan het optimaliseren van de omgevingsfactoren de degradatie stimuleren.

Drie types van mikrobiële degradatie van PAK's zijn bekend :

1. Verschillende mikroörganismen groeien op PAK's met twee, drie en zelfs vier gekondenseerde ringstructuren als enige bron van koolstof en energie. Deze PAK's worden volledig gemineraliseerd.
2. Een tweede groep van mikroörganismen is slechts in staat PAK's gedeeltelijk te degraderen tot partieel geoxideerde componenten in aanwezigheid van een kosubstraat door kometabolisme.
3. Een derde groep van mikroörganismen degradeert PAK's via een niet-specifiek radikaal oxidatiemechanisme tot partieel geoxideerde componenten.

De laatste twee types van degradatie blijken de voornaamste afbraakmechanismen te zijn in de degradatie van de hogere PAK's.

De hogere PAK's (meer dan 4 gekondenseerde ringstructuren) breken moeizamer af, zelfs onder aërobe omstandigheden. Hier is het gebruik van specifieke organismen verantwoord en aangewezen.

Biodegradatie kan worden gestimuleerd door optimalisatie van de milieu-kondities, die van invloed zijn op het afbraakproces. Naast voldoende nutriënten, geschikte mikroörganismen en voldoende hoge temperatuur blijkt uit experimenteel onderzoek de **zuurstoftoevoer** essentieel te zijn voor de afbraak van PAK's in sedimenten.

Experimenten op sedimenten verontreinigd met PAK's toonden aan dat geen degradatie plaatsvindt, wanneer deze afgesloten worden van zuurstof (anaërobie).

TOXICITEIT

Het natief en het gereinigd sediment wordt in het algemeen beoordeeld aan de hand van de OVAM richtwaarden, Nederlandse A, B en C-waarden. Nieuw is echter het feit dat ook de toxiciteit wordt gemeten. Tijdens het onderzoek werd gebruik gemaakt van tests op drie niveau's: mikrobiologisch, plant en dier. Deze batterij van testen zal het in de toekomst mogelijk maken de toxiciteit op deze verschillende trofische niveaus (mikroörganisme, plant en dier) te evalueren. In tegenstelling met de gangbare toxiciteitstesten worden deze geoptimaliseerde testen uitgevoerd op de vaste sedimentfraktie.

Deze testen kunnen zowel gebruikt worden voor de beoordeling van de organische als de anorganische (rest)verontreinigingen.

Het ITORICS- werkingsprincipe van de installatie

Baggerspecie wordt rechtstreeks in de installatie gepompt.

In een centrale reaktor worden de metalen gemobiliseerd d.w.z. van de slibfractie losgeweekt en verdreven naar de waterfase. Deze aangerijkte waterfase wordt vervolgens, na afscheiding van het slib, nabehandeld om de zware metalen verder te verwijderen en op die manier in een geringe restfractie te concentreren.

Aangezien elk type verontreiniging in feite een eigen behandelingsmethodiek behoeft, werd de techniek en de installatie zo opgevat dat via kleine aanpassingen en dosering met andere chemikaliën, de meeste verontreinigingen kunnen aangepakt worden.

In de centrale reaktor worden eveneens de organische verontreinigingen reactief gemaakt om in een volgende stap door de microbiële flora verder te worden afgebroken. Deze aktivatie vindt plaats door een radikale inductie op de aromatische structuren.

Op het einde van deze chemische bewerking vindt een scheiding plaats van vaste en vloeibare fase. Door het toevoegen van konditioneringsmiddelen wordt het slib weer in z'n niet verontreinigde, biologisch leefbare staat hersteld, en geschikt gemaakt voor de microbiologische nabehandeling. Uiteindelijk wordt een eindprodukt bekomen dat voor diverse doeleinden kan worden herbruikt.

De vloeibare fase uit de centrale reaktor wordt nabehandeld. Metalen worden opgeconcentreerd en verwijderd. Door de sterke reductie van het volume aan restprodukt met name de zware metalen, zijn de storkosten een fractie geworden van wat zou betaald worden, indien de volledige verontreinigde slibhoeveelheid zou moeten gestort worden.

Het ganse proces werd dusdanig ontworpen dat een continue bedrijfsvoering mogelijk is. Dit wordt mede bewerkstelligd door een doorgedreven automatisatie en sturing van alle behandelingsstappen in het proces.

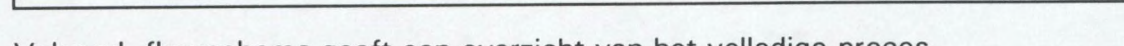
Het eindprodukt van de behandeling is een gereinigd slib dat kan herbruikt worden in bijvoorbeeld de bouwindustrie.

Daarenboven is het slib door de niet drastische behandelingsomstandigheden biologisch leefbaar, en kan het dus ook gebruikt worden voor landschapsherstel en de aanleg van groene zones. Ook voor toepassing op landbouwgronden komt het produkt in het kader van de Vlaremregeling in aanmerking.

Het geneutraliseerde en gekonditioneerde slib komt uiteindelijk in een menginstallatie, waar het wordt opgemengd met de microbiologische ent. Er kan gebruik gemaakt worden van 3 soorten microbiologische stimulatie.

1. Indigene stimulatie, mits de juiste chemische inductie
2. Commerciële preparaten voor afbraak van specifieke verbindingen, in hoofdzaak PAK's
3. Structuurverbeterende en vooraf geactiveerde bodemadditieven.

Het slib komt na deze behandeling in een laguneringsbekken, waar een narijping plaatsvindt. De periode van narijping varieert eveneens, afhankelijk van het soort slib en de verontreinigingsgraad.



Er mag echter gesteld worden dat wij op dit ogenblik samen met een volledig team van deskundigen, een uitgebreide know-how en de nodige installaties in staat zijn de meest verscheiden problemen in verband met bodemverontreiniging en slibbehandeling aan te pakken. Wij voelen ons ook in staat om op de internationale markt onze hooggekwalificeerde diensten aan te bieden, en dit aan zeer konkurrentiële prijzen. Bewijze hiervan is een grootschalig projekt voor de behandeling van sterk verontreinigd bodemslib (250.000 m³), dat in Brussel, hoofdstad van Europa werd aanbesteed, en dat mede door onze groep zowel op basis van techniek als van prijs werd binnengehaald.

Het ITORICS-systeem betekent een echte doorbraak in de problematiek van de behandeling van verontreinigde baggerspecie. Reeds al te lang werd behandeling van sedimenten uitgesteld bij gebrek aan een geschikte techniek, die zowel de organische verontreinigingen als de zware metalen neutraliseert. Door de hoge kostprijs werd dan vaak geopteerd voor het rechtstreeks storten van het materiaal, na een eventuele ontwatering.

Het systeem is in zoverre vernieuwend dat probleemspecies op een middelgrote schaal kunnen worden behandeld. Met de installatie kunnen nu reeds kleinschalige projekten worden aangepakt. In de nabije toekomst wordt de inplanting van een grootschalige behandelingsinstallatie in het vooruitzicht gesteld.

Tenslotte dient nogmaals gesteld dat bij de besluitvorming in verband met behandeling van sedimenten een grote selektiviteit aan de dag dient te worden gelegd om enerzijds de middelen juist aan te wenden, en anderzijds de bestaande en beperkte capaciteit voor behandeling optimaal te benutten.

Literatuur

- Aihara J.-I., 1992.
Why aromatic compounds are stable. *Scientific American*. (March) pp. 62-68.
- Bauer J.E. and D.G. Capone, 1988.
Effects of Co-occurring aromatic hydrocarbons on degradation of individual polycyclic aromatic hydrocarbons in marine sediment slurries. *Applied and Environmental Microbiology* 54, 1649-1655.
- Bouchard D.C., Wood A.L., Campbell M.L., Nkedi-Kizza P. and P.S.C. Rao, 1988.
Sorption nonideality during organic transport in porous media. *CRC Critical reviews in Environmental Control* 19, 33-99.
- Carol H.T. and K.F. Arnold, 1990
Health and aesthetic aspects of water quality and treatment. In F.W. Pontius : *Water Quality and Treatment, A handbook of community water supplies*; Fourth Edition. McGraw-hill, Inc. pp 63-156.
- Cerniglia C.E. and S.K. Yang, 1984.
Stereoselective metabolism of anthracene and phenanthrene by the fungus *Cunninghamella elegans*. *Applied and Environmental Microbiology* 47, 119-124.
- De Brabandere J., 1993
Treatment of contaminated dredged material and sanitation of river sediments: a comprehensive approach., in proceedings joint ASCE-CSCC conference on Environmental Engineering, Montreal, pp. 696-702.
- Demoen, J., 1989
Naar een nieuwe aanpak van de berging van onderhoudsbaggerspecie van de bevaarbare waterlopen.
- Evans K.M., Gill R.A. and P.W.J. Robotham, 1990. The source, composition and flux of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the river Derwent, Derbyshire, U.K.. *Water, Air and Soil Pollution* 51, 1-12.
- Field J.A., De Jong E., Costa G.F. and J.A.M. De Bont, 1992. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by new isolates of white rot fungi. *Applied and Environmental Microbiology* 58, 2219-2226.
- Heitkamp M.A. and C.E. Cerniglia, 1989.
Polycyclic aromatic hydrocarbon degradation by a *Mycobacterium* sp. in microcosms containing sediment and water from a pristine ecosystem. *Applied and Environmental Microbiology* 55, 1968-1973.
- Heitkamp M.A., Freeman J.P. and C.E. Cerniglia, 1987.
Naphthalene biodegradation in environmental microcosms: estimates of degradation rates and characterization of metabolites. *Applied and Environmental Microbiology* 53, 129-136.
- Hickey W.J., Searles D.B. and D.D. Focht, 1993.
Enhanced mineralisation of polychlorinated biphenyls in soil inoculated with chlorobenzoate degrading bacteria. *Applied and Environmental Microbiology* 59, 1194-1200.
- Kelderman, P.; Alaerts, G.J.; Nyi Hla Nge 1991
Heavy metals in canal sediments of the Hague (The Netherlands): an inventory and use of acid extraction treatment. In: CATS Congress, Proceedings, p 4.53-4.59.
- Mahro, B. and M. Kastner, 1993.
Mechanisms of microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in soil-compost mixtures. *Arbeitsbereich Biotechnologie II, Technische Universität Hamburg-harburg; Denikestr. 15, 21 Hamburg 90 (FRG)*.
- Means J.C., Wood S.G., Hasset J.J. and W.L. Banwart, 1980.
Sorption of polynuclear aromatic hydrocarbons by sediments and soils. *Environmental Science and Technology* 14, 1624-1628.
- Palermo, M.R.; Thackston, E.L. 1988
Test for dredged material effluent quality *J. Environm. Eng.* 114:1295-1309
- Skogerboe, J.G.; Lee, C.R.; Price, R.A. 1986
Field verification of a laboratory rainfall simulator-lysimeter system for prediction of heavy metals in surface runoff from contaminated upland dredged material disposal sites. In: *Proc. 2nd Int. Conf. Environ. Contamination*, Amsterdam, 235-237.
- Tack, F.; Verloo, M.; De Brabandere, J. 1993
Heavy metal extraction from a contaminated dredged material using NTA in combination with acid treatment. In: H.J.P. Eijssackers & T. Hamers (ed.). *Integrated soil and sediment research: a basis for proper protection*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, p. 628-629.
- Tessier, A.; Campbell, P.G.C.; Bisson, M. 1979
Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.* 51:844-851. 1979
- Thackston, E.L.; Palermo, M.R. 1988
A procedure for predicting pollutant concentrations in the effluent from confined dredged material disposal areas. In: *Heavy metals in the hydrological cycle*. Astruc M & Lester J.N. (ed.). Publications Division, London 523-530.
- Thibau, B., 1989
Algemene beschouwingen bij de baggerspecieproblematiek in het Vlaamse Gewest, in "Water", augustus 1989
- Van den Eede, E., 1991
De civiel- en milieutechnische aanpak van de baggerwerken in het Vlaamse Gewest

Abstract

Titel: "Instrumenten en methodes voor de evaluatie en de beperking van milieuimpakt van baggerwerken en de sanering van sedimenten."

Bij de behandeling van de baggerspecie bestaat op dit ogenblik nog een belangrijk inkompatibiliteitsprobleem. Enerzijds zijn er de belangrijke volumes baggerspecie, die jaarlijks dienen te worden verwijderd, en anderzijds bestaan er geen behandelingstechnieken, die al deze specie kunnen behandelen. Nochtans werkt dit probleem erg stimulerend om via een aangepaste R&D ook tot selectieve oplossingen te komen. Deze voordracht wil een bijdrage leveren in de discussie omtrent de mogelijkheden van behandeling van baggerspecie. Door een goede karakterisatie van de specie op voorhand kan de totale hoeveelheid slib snel worden ingedeeld in verschillende klassen, waarvan het echte probleemslib nog steeds een kleine fraktie uitmaakt. Dit materiaal vergt een zeer specifieke aanpak. De inspanningen op het vlak van R&D hebben hierbij de jongste jaren een ware doorbraak betekend.

De inhoud van deze tekst werpt een licht op de behandelingswijzen, die SILT N.V. heeft ontwikkeld voor de behandeling van baggerslib. Hierbij wordt de nodige aandacht besteed aan de baggertechnische, de milieutechnische en de economische factoren, die een rol spelen bij het realiseren van een project.

De meest recente ontwikkeling betreft het ITORICS-systeem, dat een geïntegreerde behandeling van organisch en anorganisch verontreinigde sedimenten mogelijk maakt. Dit systeem, dat mede dankzij het Vlaams Impulsprogramma Milieutechnologie tot stand kwam, is het stadium van het pure laboratoriumonderzoek voorbij, en is klaar voor de toepassing op middelgrote schaal.
